

基于景观格局变化的海岸带生态风险评价

——以辽宁省瓦房店市为例

欧阳雪敏¹, 艾彬¹, 贾晓韡²

(1. 中山大学海洋科学学院 广州 510275; 2. 上海同济城市规划设计研究院 上海 200092)

摘要:文章利用 RS 和 GIS 技术手段对辽宁省瓦房店市 1990—2015 年的变迁过程进行监测, 得出各历史时期的土地利用变化信息。将各类土地利用信息与景观生态学相结合, 利用景观格局破碎度、景观分离度、景观优势度作为指标构建景观损失指数, 并利用景观组分的面积比重构建海岸带生态风险指数。基于 ArcGIS 和 Fragstats 软件平台, 通过空间采样和插值方法得到区域生态风险的空间分布, 据此重构了瓦房店市 1990—2015 年的生态风险值变化过程。监测表明, 1990—2015 年期间, 耕地、林地和滩涂呈减少趋势, 水域和建设用地逐年增加, 其他类型变化幅度不大。虽然耕地所占总面积比例由 45.37% 减少至 37.23%, 但一直是瓦房店市最主要的景观。25 年间瓦房店生态安全总体呈下降态势, 1990—2015 年 6 时段的生态风险年平均值分别为 0.211 9、0.200 3、0.203 2、0.194 9、0.209 7 和 0.209 1。在时间维度, 1990—2005 年和 2010—2015 年生态安全度下降明显; 在空间维度, 瓦房店市海岸带的李官镇—三台满族乡和谢屯镇—炮台镇的生态风险度高, 西杨乡、东岗镇和驼山乡生态风险由极高降为高或中, 生态安全度有所提高。研究表明, 人口和社会经济发展是影响瓦房店市景观格局变化的主要因素, 该区域未来海岸带要实现可持续发展必须要进行科学的规划。

关键词:海岸带; 景观格局; 生态风险; 环境遥感; 瓦房店

中图分类号:P715; P23

文献标志码:A

文章编号:1005-9857(2018)01-0105-09

Ecological Risk Assessment of Coastal Zone Based on Landscape Patterns Change: A Case Study of Wafangdian County, Liaoning Province

OUYANG Xuemin¹, AI Bin¹, JIA Xiaowei²

(1. School of Marine Science, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China;

2. Shanghai Tongji Urban Planning & Design Institute, Shanghai 200092, China)

Abstract: According to the remote sensing survey of Wafangdian's coastal zone changes during the past 25 years, the monitoring historical data of regional remote sensing was disposed by RS

收稿日期:2017-05-08; **修订日期:**2017-12-01

基金项目:国家自然科学基金青年基金资助项目(41301418); 广东省自然科学基金资助项目(2014A030313141); 中山大学高校基本科研业务费专项资金资助项目(14lgpy06)。

作者简介:欧阳雪敏, 硕士研究生, 研究方向为海岸带环境遥感

通信作者:艾彬, 副教授, 博士, 研究方向为海岸带生态环境遥感监测及应用

and GIS techniques, and the land utilization information during various periods of time was classified by combining with research purpose. From ecological risk definition, combining all kinds of information of land use and landscape ecology, landscape fragmentation, landscape isolation and landscape dominance were conducted as the index to build landscape damage index, while the ecological risk index was constructed by the coastal zone proportion of landscape composition. Based on software platform of ArcGIS and Fragstats, spatial distribution of regional ecological risk could be worked out by space sampling and interpolation method; and then reconstructed the ecological risk value process of Wafangdian from 1990 to 2015. Research showed that, during 1990—2015, land, woodland and beaches had shown a decreasing trend, with increasing water and other types of construction little changes. The total cultivated land area ratio decreased from 45.37% to 37.23%, but had been the most important landscape. Comparing the ecological risk values of 1990 and 2015, an overall decline in Wafangdian coastal zone ecological security status was concluded. The annual average values of the ecological risk of 1990—2015 were: 0.211 9, 0.200 3, 0.203 2, 0.194 9, 0.209 7 and 0.209 1. In the time dimension, the ecological security degree of 1990—2005 and 2010—2015 decreased significantly. In the space dimension, the coastal zone of Wafangdian City, ecological risk degree of Liguan-Santai and Xietun-Paotai's was high, ecological risk degree of Xiyang, Donggang and Tuoshan decreased from extremely high or higher to middle or low, ecological safety was improved. The results showed that the population and social economic development were the main factors that influenced the landscape pattern change of Wafangdian City, a scientific plan to deal with it should be carried out by the government.

Key words: Coastal zone, Landscape pattern, Ecological risk, Environment remote sensing, Wafangdian

1 引言

海岸带是地球表层系统中的一个关键地带,其集中了全球 2/3 的人口且分布着众多发达城市。然而,巨大的人口资源环境压力也使得海岸带面临着生态系统恶化的风险^[1-2]。因此,以海岸带为重点的生态研究受到政府及学术界的极大关注^[3-4]。现阶段的生态环境评价不仅聚焦于河口三角洲、流域及滨海湿地等自然生态系统^[5-11],而且也重点关注大型城市和滨海城镇土地利用变化导致的生态环境影响^[12-14]。

生态风险评价主要有以多风险源、多受体法^[15]、景观生态学法、层次分析法^[16]、城市扩展动态模拟压力法^[17]和基于经济学的 AD-AS 模型^[18]等。但在实际应用时,受研究区环境的影响,关于生态安全的风险源及其权重的判定并没有统一标准,现有研究针对中小尺度的海岸带生态风险评价相对较少。瓦房店是渤海湾一个非常重要的海岸带,区内有我国北方重要的造船和化工基地,也是

我国北方海岸带的主要开发窗口。本研究以瓦房店市海岸带(海岸线内陆延伸 10 km)区域为研究对象,将地统计学方法与景观生态学相结合,通过遥感监测手段获取其最近 25 年间海岸带综合开发情况,在 Fragstats 和 GIS 格网技术支撑下对其进行景观格局分析和生态风险评价,并综合相关原因,为该区域未来实现海岸带可持续开发规划提供相关分析依据。

2 研究区域概况

瓦房店隶属于辽宁省大连市,位于大连市西北部,地处辽东半岛南部,西临渤海。地理范围为 39°20'N—40°07'N,东经 121°13'E—122°16'E,属于暖温带季风气候,下辖 21 个乡镇、9 条街道。研究区地势东北高西南低,可细分为北部山地区、中部低山丘陵区、西部沿海平原区,地形地貌形成了低山、丘陵、平原、陆地和滩涂结合的多种地貌类型。瓦房店市植物属于华北植物区系,植被类型处于暖温带夏绿阔叶

林地地带北部的落叶栎林亚地带辽东半岛亚区^[19]。

瓦房店大陆海岸线曲折,海岸线长度位居全国县级市前列。盛产海盐和鱼虾,复州湾盐场为全国四大盐场之一。研究区内有长兴岛、西中岛、凤鸣岛等岛屿,其中长兴岛为全国第五大岛,长江以北第一大岛。瓦房店市是辽宁省工业基础雄厚、工业门类齐全的县级市,在第十五届全国县域经济基本竞争力评价中,瓦房店市位列 11 位,居东北第一位。近年来,瓦房店市沿海区域工业发展迅猛,工业用地及港口建设用地等需求增加,陆地资源日益短缺,围填海现象较多^[20]。因此,瓦房店海岸带生态系统已遭受和正在遭受到破坏,生态环境压力增大。

3 研究数据与方法

3.1 研究数据获取

本研究以 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年六期 Landsat-TM 及 OLI 影像(图 1,分辨率 30 m,条带号为 120,行编号 32、33)为数据源,经过增强、纠正、镶嵌等处理后,根据影像特征,并参考其他相关资料,再考虑生态风险研究的需要,瓦房店市海岸带土地利用类型划分为耕地(平原旱地、水田)、林地、草地、水域(包括湖泊、河流、沟渠和养殖坑塘)、滩涂、建设用地(包括城镇、农村居民地、工矿交通用地)、未利用地共 7 类。建立不同土地利用类型的判读标志,主要通过人一机交互解译得到最终分类结果^[16]。

3.2 生态风险指数构建及权重地

3.2.1 方法构建地

研究以景观格局破碎度、分离度、优势度作为指标构建景观损失指数,将解译分类得出的瓦房店市土地分类数据作为景观类型进行风险受体评价,得出各景观类型的生态风险结构指数。

生态风险指数(Ecological Risk Index,ER)是基于景观各类型的面积比重,建立起景观结构与生态风险之间的关系,用于描述海岸带综合生态损失的相对大小。计算公式如下:

$$ER = \sum_{i=1}^m \frac{A_{Li}}{A_I} LL_i \tag{1}$$

式中:ER 为生态风险指数; m 为景观类型的数量; A_{Li} 为第 i 类景观面积; A_I 为第 I 采样区面积; LL_i

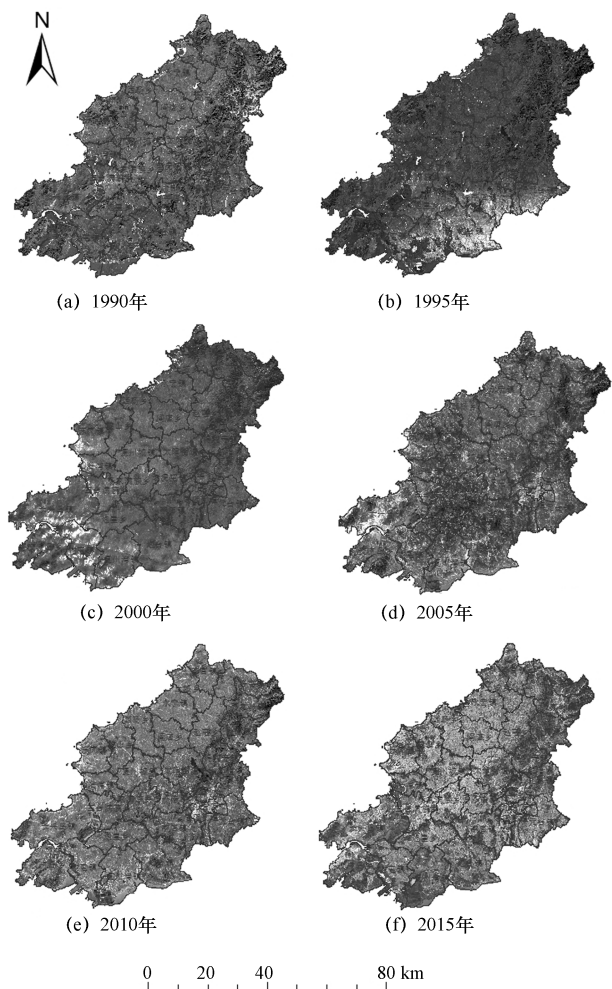


图 1 1990—2015 年 TM 和 2015 年 OLI 影像

为第 i 类景观的景观损失指数。

景观损失指数表示各类型景观遭遇到干扰时所受到自然属性损失的程度,由景观干扰指数和脆弱度指数构成^[21]。其计算公式为:

$$LL_i = 10 \times U_i \times S_i \tag{2}$$

式中: LL_i 为景观损失指数; U_i 为干扰指数; S_i 为脆弱度指数; i 为 7 类景观类型。其中,景观破碎度、分离度和优势度加权叠加形成了景观格局干扰指数 U_i ,反映了不同景观所代表的生态系统受到干扰的程度^[22]。其计算公式如下:

$$U_i = aC_i + bF_i + cD_i \tag{3}$$

式中: C_i 为景观破碎度; F_i 为景观分离度; D_i 为景观优势度; a 、 b 、 c 分别为破碎度、分离度和优势度的权重,且 $a+b+c=1$ 。结合研究区的实际情况,综合分析各个指数对生态境的贡献分别赋予 0.5、0.3、

0.2 的权重。

本研究区的 7 类景观类型所代表的生态系统,以滩涂最为脆弱,其次是未利用地,而城镇建设用
地最为稳定。利用层次分析法对 7 类景观类型赋予
脆弱度指数:滩涂=7、未利用地=6、草地=5、水域
=4、耕地=3、林地=2、建设用地=1,利用层次分
析法进行处理,得到各自的脆弱度指数^[23-24],分别
为:耕地=0.107 1,林地=0.071 4,草地=0.178 6,
水域=0.142 9,滩涂=0.25,建设用地=0.035 7,
未利用地=0.214 3。

3.2.2 生态风险指数计算结果

根据 C_i (破碎度)、 F_i (分离度)、 D_i (优势度)等
指标,计算出 U_i (景观干扰指数),从而得到该研究
区域 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、
2015 年 6 期的 LL_i 值(表 1)。从表 1 中可以看出,
1990 年各景观类型受干扰后的景观损失指数中滩

涂最大,主要因素为滩涂受人类活动的影响较大,
例如大面积的滩涂开发为养殖水面,破碎度和分离
度相对较大;其次为未利用地和草地。1995 年,各
景观类型中损失较大的为滩涂和未利用地,滩涂的
损失指数同 1990 年相比增加了 0.3028。2000 年,
各景观类型中损失较大的为草地、滩涂与耕地,滩
涂的损失指数同 1995 年相比增加了 0.8757。2005
年及 2010 年,各景观类型的损失指数以滩涂与草地
最大。2015 年各景观类型的损失指数中滩涂最大。
从 1990 年到 2015 年各类景观以滩涂的景观损失
指数最大,主要因素为研究区海岸线长,滩涂分布
多,而滨海区域是养殖及经济产业开发的热点区
域,吸引了大量资金的投入开发建设,导致其面积
在逐渐减少,其他景观损失指数的变化也是因为景
观类型的转换影响。

表 1 1990—2015 年景观损失指数

年份	类型	C_i	F_i	D_i	S_i	U_i	LL_i
1990	耕地	0.100 9	0.359 2	0.457 8	0.107 1	0.231 9	0.252 6
	林地	0.153 4	0.558 3	−0.064 9	0.071 4	0.231 2	0.165 1
	草地	0.096 0	0.333 5	0.076 6	0.178 6	0.163 4	0.291 8
	水域	0.126 5	0.540 1	−0.170 1	0.142 9	0.158 6	0.226 6
	滩涂	0.173 2	0.526 9	−0.266 3	0.250 0	0.182 8	0.456 9
	建设用地	0.193 9	0.845 8	−0.173 2	0.035 7	0.205 5	0.073 4
	未利用地	0.181 4	0.855 6	−0.818 5	0.214 3	0.183 7	0.393 7
1995	耕地	0.089 1	0.320 1	0.457 3	0.107 1	0.232 1	0.248 6
	林地	0.130 1	0.478 5	−0.027 7	0.071 4	0.203 1	0.145 0
	草地	0.066 7	0.343 6	−0.040 4	0.178 6	0.136 9	0.244 4
	水域	0.157 8	0.735 8	−0.451 7	0.142 9	0.209 3	0.299 1
	滩涂	0.151 4	0.683 1	0.021 7	0.250 0	0.303 9	0.759 7
	建设用地	0.163 9	0.629 9	−0.409 9	0.035 7	0.189 0	0.068 4
	未利用地	0.089 9	0.351 2	0.223 9	0.214 3	0.195 1	0.418 1
2000	耕地	0.334 8	1.250 4	1.986 8	0.107 1	0.939 9	1.006 6
	林地	0.667 6	2.495 6	−0.608 0	0.071 4	0.960 9	0.686 1
	草地	1.113 4	3.775 0	−0.175 2	0.178 6	1.654 1	2.954 2
	水域	0.357 0	1.687 3	−0.429 0	0.142 9	0.598 8	0.855 8
	滩涂	0.580 2	1.406 3	−0.289 1	0.250 0	0.654 1	1.635 4
	建设用地	2.252 1	3.715 6	−2.188 6	0.035 7	1.803 0	0.643 7
	未利用地	0.105 6	0.518 0	0.073 8	0.214 3	0.222 9	0.477 8

续表

年份	类型	C_i	F_i	D_i	S_i	U_i	LL_i
2005	耕地	0.127 1	0.433 2	0.073 6	0.107 1	0.208 3	0.223 0
	林地	0.099 7	0.292 6	0.428 4	0.071 4	0.223 3	0.159 4
	草地	0.099 3	1.165 2	-0.967 7	0.178 6	0.304 9	0.544 6
	水域	0.078 4	0.342 3	0.046 4	0.142 9	0.151 2	0.216 0
	滩涂	0.144 4	0.518 8	-0.406 7	0.250 0	0.146 5	0.366 2
	建设用地	0.177 9	0.672 6	-0.621 9	0.035 7	0.166 3	0.059 4
	未利用地	0.123 0	0.588 3	-0.844 3	0.214 3	0.069 1	0.148 2
2010	耕地	0.110 5	0.385 8	0.381 2	0.107 1	0.247 2	0.264 8
	林地	0.169 8	0.668 8	-0.278 8	0.071 4	0.229 8	0.164 1
	草地	0.262 5	1.093 4	-0.930 2	0.178 6	0.273 3	0.488 1
	水域	0.119 5	0.484 7	0.326 2	0.142 9	0.270 4	0.386 4
	滩涂	0.144 6	0.627 9	0.013 5	0.250 0	0.263 4	0.573 3
	建设用地	0.175 1	0.652 7	-0.381 6	0.035 7	0.207 1	0.073 9
	未利用地	0.263 2	0.383 3	-0.328 9	0.107 2	0.180 8	0.387 5
2015	耕地	0.181 6	0.734 7	-0.030 0	0.107 1	0.305 2	0.327 5
	林地	0.155 5	0.626 5	-0.010 9	0.072 4	0.263 5	0.188 7
	草地	0.120 1	0.558 8	-0.244 3	0.190 5	0.134 1	0.341 2
	水域	0.105 0	0.433 0	0.322 6	0.151 7	0.246 9	0.373 1
	滩涂	0.436 8	1.399 9	-0.750 5	0.187 5	0.488 3	1.220 7
	建设用地	0.222 2	0.851 3	-0.779 7	0.035 7	0.210 6	0.075 2
	未利用地	0.165 2	0.803 7	-0.788 3	0.214 3	0.166 1	0.355 9

3.3 生态风险指数空间分析

3.3.1 空间分析方法

空间插值方法是利用地统计学方法完成的,地统计学是研究空间变异的有效方法。以区域化随机变量理论为基础,研究自然现象的空间相关性和随机性,不仅可以解释属性或现象的空间相关,而且通过半变异函数可以模拟和估计空间上的未知变量^[25]。充分考虑到区域景观生态风险指数的空间变化特征,为了在综合生态风险的空间分析中研究景观的空间规律性和等级结构,将景观结构分析结果通过地统计学来完成,利用变异函数的方法,借助采用球状模型进行区域生态风险的空间分析,具体的计算公式为

$$r(h)=\frac{1}{2N(h)}\sum_i^{nh}[Z(x_i)-Z(x_i+h)]^2\quad(4)$$

式中: $r(h)$ 是样本距为 h 的半方差; h 是样本距(km); $Z(X_i)$ 是位置 X_i 处的景观生态风险指数;

$Z(X_i+h)$ 是在距离为 X_i+h 处的值; $N(h)$ 是间距为 h 的样本对的总个数。

3.3.2 空间采样及计算方法

根据本研究区域的范围,采用公里网格对 1990 年、1995 年、2000 年、2005 年、2010 年、2015 年 6 期的瓦房店市海岸带土地类型矢量图进行空间划分,其中 1990 年、1995 年、2000 年分别划分为 1971、2015、2017 块样方,2005 年、2010 年、2015 年划分为 1999、2032、2140 块样方,并将样方矢量图转换为栅格图,通过 Fragstats 软件计算出各样方的景观格局指数,其中 1990 年采样方格如图 2 所示。根据式(1)至式(3)计算出各样方的景观生态风险指数作为采样区的景观生态风险水平;将得到的各样方生态风险指数作为采样区中心点属性值,在 ArcGIS 的地统计模块 Geostatistical Analyst 中,采用 Kriging 空间插值法中的普通克里格方法进行空间插值,得到生态风险图。

表 3 1990—2015 年各生态风险面积及占比

生态风险	1990 年		1995 年		2000 年		2005 年		2010 年		2015 年	
	面积/	面积比例/	面积/	面积比例/	面积/	面积比例/	面积/	面积比例/	面积/	面积比例/	面积/	面积比例/
	hm ²	%	hm ²	%	hm ²	%	hm ²	%	hm ²	%	hm ²	%
极低生态风险	18 208	10.34	20 101	11.06	21 891	12.03	18 497	10.24	24 701	13.40	21 707	11.27
低生态风险	33 786	19.18	37 682	20.71	37 943	20.86	37 826	20.95	43 977	23.87	38 557	20.02
中生态风险	54 356	30.86	56 019	30.79	56 181	30.88	58 990	32.67	60 118	32.62	60 801	31.56
高生态风险	49 310	28.00	46 878	25.77	44 638	24.54	41 580	23.03	42 119	22.86	50 541	26.24
极高生态风险	20 457	11.62	21 232	11.67	21 258	11.69	23 672	13.11	13 358	7.25	21 010	10.91

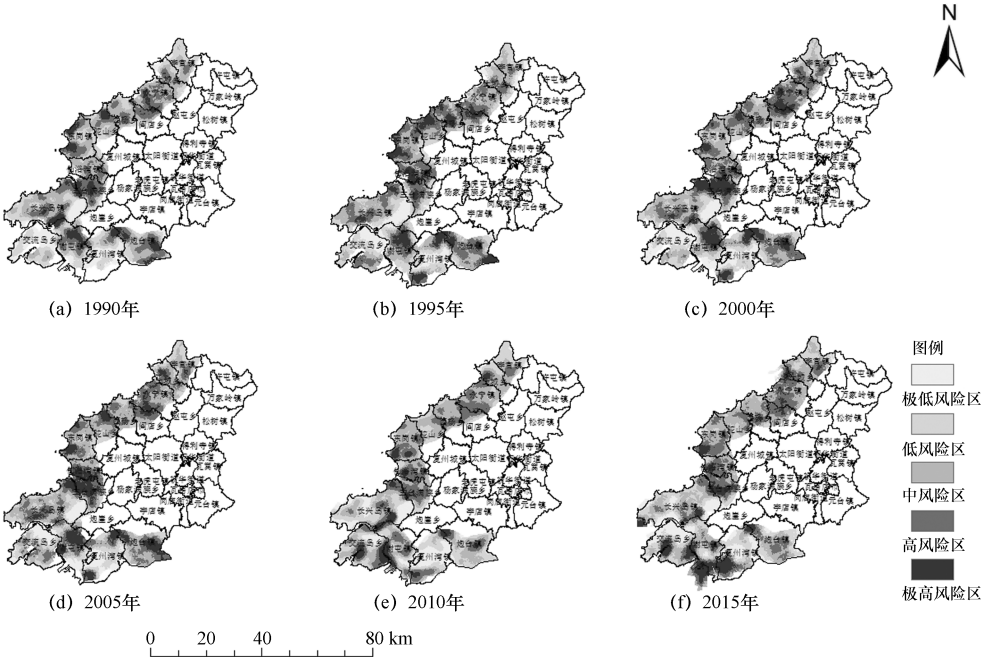


图 3 瓦房店市海岸带生态风险空间分布

1990—2015 年 6 时段的生态风险年平均值分别为:0.211 9、0.200 3、0.203 2、0.194 9、0.209 7 和 0.209 1。总体来看,1990—2015 年,瓦房店地区生态安全呈现两度上升三度下降总体下降的变化趋势。主要因素是,人口的增长和城市化进程的加快,沿海地区景观类型发生了变化,建设用地面积扩张占据了大量的耕地,人为活动的影响使生态环境受到的压力增大,生态系统稳定性逐步降低,导致生态安全度降低。随着政府和社会环保意识的提高,一系列环保政策的出台(如退耕还林等),2010 年较 2005 年生态安全状况有所提升。1990—1995 年与 2000—2005 年是两个生态风险大幅下降

的时间段。总体来看,2005—2015 年期间研究区生态安全格局变化比 1990—2000 年期间明显,可见 2005—2015 年期间是瓦房店市生态安全格局变化的关键时期。变化的主要原因是:1990—2000 年,城市化发展缓慢,区域生态安全度整体较高,且人为活动对沿海地区的开发利用少,沿海围填海行为较少,且从事的产业单一,如晒盐、养殖等。随着人口的增长、城市化进程的加快和面海发展,用地需求增加,大面积的耕地转换为建设用地,向海要地需求激增。瓦房店市以第二产业为主导的经济发展,产业集中规划在市境内两个岸段,即李官镇至永宁镇岸段(包括李官镇、土城乡、永宁镇海域)和

长兴岛至复州湾镇岸段(包括长兴岛、西中岛、交流岛乡、谢屯镇、复州湾镇海域)^[18]。围填海活动集中且频繁,工业用地和港口用地为主要用海类型。沿海养殖区面积扩大,沿海地区的生活休闲区开发活动增加,种种人为活动对沿海地区生态环境造成威胁,使西部沿海地区生态安全度降低。

4.3 沿海地区生态安全时间演变特征分析

总体来看,25年间瓦房店地区生态安全度呈下降趋势。通过 GIS 软件空间叠加分析功能,将 1990—2015 年 6 个时期的研究区域生态风险分布图进行了两两相互叠加,定量地分析了各级生态风险迁移转化的情况(表 4)。从表 4 中可以看出,1990—1995 年各级生态风险迁移转化中,由风险等级高、极高转为风险等级较低(包括极低、低和中)面积有 25 230 hm²,占研究区面积的 14.5%;由风险等级较低(包括极低、低和中)转为风险等级高、极高面积有 21 147 hm²,占研究区面积的 12.15%。1995—2000 年各级生态风险迁移转化中,互相转换面积分别为 21 301 hm²和 19 190 hm²,比例为 11.88%和 10.70%。2000—2005 年各级生态风险迁移转化中,互相转换面积分别为 13 165 hm²和 8 931 hm²,比例为 7.5%和 4.9%。2005—2010 年各级生态风险迁移转化中,互相转换面积分别为 27 752 hm²和 15 428 hm²,比例为 15.80%和 8.8%。2010—2015 年各级生态风险迁移转化中,互相转换面积分别为 11 917 hm²和 21 936 hm²,比例为 6.7%和 12.26%。

表 4 1990—2015 年不同等级生态风险面积变化

类型	hm ²				
	1990— 1995 年	1995— 2000 年	2000— 2005 年	2005— 2010 年	2010— 2015 年
极低—低	6 771	4 009	5 034	3 199	6 678
极低—中	756	1 282	965	1 482	1 990
极低—高	316	1 667	156	1 457	998
极低—极高	—	—	—	407	604
低—极低	4 288	7 894	2 715	7 183	4 199
低—中	10 026	7 819	8 410	8 656	15 158
低—高	2 579	3 023	861	2 475	2 434
低—极高	243	953	227	628	665

续表

类型	1990— 1995 年	1995— 2000 年	2000— 2005 年	2005— 2010 年	2010— 2015 年
中—极低	1 733	1 122	86	2 799	1 691
中—低	7 466	12 877	6 539	14 718	8 595
中—高	15 401	11 657	9 760	8 807	16 071
中—极高	2 608	1 890	1 813	1 654	1 164
高—极低	660	30	—	1 255	964
高—低	3 654	2 661	551	5 344	1 366
高—中	15 321	14 972	12 136	15 498	8 464
高—极高	911	7 516	5 867	2 965	7 321
极高—极低	1 576	—	—	310	20
极高—低	1 770	414	30	1 935	90
极高—中	2 249	3 224	448	3 410	1 013
极高—高	6 823	7 515	5 054	12 273	4 425

5 结论与讨论

(1)瓦房店海岸带在 1990—2015 年期间,各景观类型利用变化较明显,其中耕地、林地呈下降趋势,而草地、建设用地、水域呈增长趋势;从景观利用类型结构图中可以看出,尽管耕地由 1990 年的 45.37%下降到 2015 年的 37.23%,但耕地占的比重仍为最多。从耕地红线保护政策出发,耕地的保护至关重要。

(2)瓦房店海岸带生态风险空间变化不大但安全度有所变化。高与极高生态风险比例降低,极低与低生态风险比例增加,但生态安全呈下降趋势。2015 年瓦房店沿海区域生态风险值在 0.004~1.097 之间,对比其 1990 年生态分析值 0.007~0.809,说明区域生态风险的峰值有所提高。25 年间生态风险极高且无太大变化的区域为北部的土城乡、永宁镇、阎店乡、西杨乡和坨山乡,该区域地势平坦,土地类型以耕地为主。该区域景观格局分布较分散,斑块类型简单,且破碎度高。

(3)本研究以景观格局破碎度、分离度及优势度来构建区域生态风险的指标评价方法,对瓦房店海岸带的生态风险进行了初步评价。然而,由于基于景观生态学的生态安全评估的诟病,研究的景观格局不能完全真实地反映现实景观。因此,只将此研究作为表现海岸带生态过程的一个缩影,仅为海

岸带可持续发展提供规划情景参考。

参考文献

[1] 张慧霞,庄大昌,娄全胜.基于土地利用变化的东莞市海岸带生态风险研究[J].经济地理,2010,30(3):489—493.

[2] 吴晓青,胡远满,贺红土,等.沈阳市城市扩展与土地利用变化多情景模拟[J].地理研究,2009,28(5):1264—1275.

[3] CONNELL S D,RUSSELL B D,TURNER D J,et al.Recovering a lost baseline:missing kelp forests from a metropolitan coast[J]. Marine Ecology Progress Series,2008,36:63—72.

[4] FRAGKIAS M,SETO K C.Modeling urban growth in data-sparse environments:a new approach [J]. Environment and Planning B:Planning and Design,2007,34(5):858—883.

[5] JANTZ C A,GEOG D,GOCTZ S J,et al.Using the SLEUTH urban growth model to simulate the impacts of future policy scenario on urban land use in the Baltimore-washington metropolitan area[J].Environment and Planning B:Planning and Design,2004,31(2):251—271.

[6] 林燕芬,陈蔚镇,余琦,等.上海城市拓展及其环境影响的模拟研究[J].环境科学学报,2011,31(1):206—216.

[7] 孙翔,朱晓东,李杨帆.港湾快速城市化地区景观生态安全评价:以厦门市为例[J].生态学报,2008,28(8):3563—3573.

[8] 高义,苏奋振,孙晓宇,等.珠江口滨海湿地景观格局变化分析[J].热带地理,2010,30(3):215—226.

[9] FAN Jiahui,WANG Ya,ZHOU Zhen,et al.Dynamic ecological risk assessment and management of land use in the middle reaches of the Heihe river based on landscape patterns and spatial statistics[J].Sustainability,2016,8(6):1—15.

[10] ZANG Zheng,ZOU Xinqing,ZUO Ping,et al.Impact of landscape patterns on ecological vulnerability and ecosystem service values:an empirical analysis of Yancheng Nature Reserve in China [J]. Ecological Indicators, 2017, 72 (1): 142—152.

[11] LI Ying,HUANG Suiliang.Landscape ecological risk responses to land use change in the Luanhe River Basin,China[J].Sustainability, 2015,7(12):16631—16652.

[12] 李莹莹,黄成林,张玉.快速城市化背景下上海绿色空间景观格局梯度及其多样性时空动态特征分析[J].生态环境学报,2016,25(7):1115—1124.

[13] 欧维新,杨桂山,于兴修,等.盐城海岸带土地利用变化的生态环境效应研究[J].资源科学,2004,26(3):76—83.

[14] 王瑞强.海岸带景观格局变化和生态风险评价:以海岸省陵水县为例[D].海口:海南师范大学,2011.

[15] 彭羽,刘雪华,张爽.基于综合生态损失度的顺义区生态风险评价[J].清华大学学报(自然科学版),2008,48(3):366—369.

[16] 周利军,张雪萍,陈设.扎龙自然保护区土地利用变化与生态风险评价[J].自然灾害学报,2009,4(18):186—190.

[17] 马金卫,吴晓青,周迪,等.海岸带城镇空间扩展情景模拟及其生态风险评价[J].资源科学,2010,34(1):185—194.

[18] 苏盼盼,叶雪峰,过仲阳,等.基于 AD—AS 模型的海岸带生态系统综合承载力评估:以舟山海岸带为例[J].生态学报,2014,34(3):718—724.

[19] 肖玉琴.大连地区植被调查[J].辽宁师范大学学报(自然科学版),1987(4):87—95.

[20] 王兆兰,王利,赵彪.近年来大连市围填海区域动态演化研究[J].海洋开发与管理,2015,32(8):43—47.

[21] 王娟,崔保山,刘杰,等.云南澜沧江流域土地利用及其变化对景观生态风险的影响[J].环境科学学报,2008,28(2):269—277.

[22] 李谢辉,李景宜.基于 GIS 的区域景观生态风险分析:以渭河下游沿线区域为例[J].干旱区研究,2008,25(6):899—902.

[23] 安佑志,尹占娥,殷杰,等.上海城市土地利用变化及生态风险研究[J].地域研究与开发,2011,30(1):130—134.

[24] 夏南凯,乔玮,刘晟.基于土地利用视角的区域生态风险指数评价方法分析[J].城市规划学刊,2011(1):53—57.

[25] 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.

[26] 顾蓉,张华.大连市土地利用景观格局分析[J].科技信息,2010(14):421—422.