

昌黎黄金海岸国家级自然保护区土地利用生态风险评价

张 玮¹, 赵晶晶², 高伟明³

(河北师范大学 资源与环境科学学院 河北省环境演变与生态建设实验室, 河北 石家庄 050024)

摘 要: 根据 2010 年昌黎黄金海岸国家级自然保护区遥感影像图、实地调查及资料收集,应用相对风险模型(relative risk model, RRM)对保护区进行了生态风险评价。基于该模型的评价可得到一种相对风险关系,适用于区域内不同评价小区间生态风险程度比较。为比较保护区内各部分的相对风险关系,在风险评价过程中依据保护区功能分区,将生态风险小区确定为核心区、缓冲区、七里海实验区、滦河口实验区和赤洋口实验区,与此同时将人为开发引起生态压力的风险源确定为养殖用地、人工岸线、建筑用地、旅游人数、公路沟渠和农业用地,通过风险源、生境、风险暴露与生态受体响应模型的建立与数据计算,得到了 5 个生态风险小区和 6 类风险源各自的相对风险值。结果表明,3 个实验区的生态风险值均较高,且高于缓冲区和核心区,不利于保护区生态环境协调平稳和可持续发展。养殖用地给保护区带来的生态风险压力最大,是保护区生态安全最主要的威胁因素。

关键词: 保护区;生态风险评价;相对风险模型(RRM);风险源;生境;生态受体

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2013)02-0241-06

中图分类号: X171

Ecological Risk Assessment on Land Use in Changli Gold Coast National Nature Reserve Based on Relative Risk Model

ZHANG Wei, ZHAO Jing-jing, GAO Wei-ming

(Hebei Key Laboratory of Environmental Change and Ecological Construction,

College of Resource and Environment Sciences, Hebei Normal University, Shijiazhuang, Hebei 050024, China)

Abstract: Based on satellite remote sensing information, field investigation and collected documents in 2010, we conducted an ecological risk assessment on the Changli Gold Coast National Nature Reserve by applying the relative risk model(RRM). By applying this model, we obtained a relationship of relative risks, which is applicable to comparing ecological risk degree among the assessment subdivisions in the study area. In order to compare their relative risk values, the reserve is divided into five ecological risk districts according to their different functions, i. e., core region, buffer region, Qilihai area, Luanhekou area and Chiyangkou area. Furthermore, we grouped the pressure sources caused by human development six risk resources, including fishery, artificial coastline, buildings, tourists, highway and canal, and agricultural land. By modeling the risk resources, habitats, risk-exposure and ecological receptor response and analyzing the data, the relative risk values for the five ecological risk areas and six risk resources were calculated. For the five ecological risk districts, the relative risk of Luanhekou is 3.45, Chiyangkou 2.46, Qilihai 2.19, core region 1.19, and buffer region 0.45. For the six risk sources, the value of fishery is 2.52, artificial coastline 2.31, buildings 1.30, tourists 1.23, highway and canal 1.20, and agricultural land 1.19. The risk values in the three areas higher than the two regions indicated that the areas were not favorable for the sustainable development of the ecological environment of the nature reserve. Among the six risk sources, fishery imposed highest pressure on the reserve as the major threatening factor.

Keywords: reserve; ecological risk assessment; relative risk model (RRM); risk source; habitat; ecological receptor

收稿日期:2012-08-19

修回日期:2012-09-25

资助项目:河北省应用基础研究计划重点项目“河北省滨海湿地时空演变过程及驱动力研究”(09966719D)

作者简介:张玮(1986—),女(汉族),河北省邢台市人,硕士研究生,从事资源评价与可持续利用研究。E-mail:zhangwei7890456@sina.cn。

通信作者:高伟明(1962—),男(汉族),河北省滦县人,教授,硕士生导师,主要从事资源评价与可持续利用研究。E-mail:gaowmd@263.net。

生态风险是由环境的自然变化或人类活动引起的生态系统组成、结构的改变而导致系统功能损失的可能性^[1-2]。从生态系统整体的角度考虑,生态风险评价是研究一种或多种压力形成或可能形成的不利生态效应可能性的过程^[3],也可以评价干扰对生态系统或组分产生不利影响的概率以及干扰作用强弱^[4]。生态风险评价源于风险管理这一环境政策,是近 20 a 来逐渐兴起并得到发展的一个研究领域。生态风险评价在欧美环境管理中的地位越来越突出,已经在发现、解决环境问题中起决策基础作用,在中国也日益受到重视^[5]。

随着社会经济的发展以及人类对昌黎国家级自然保护区自然资源开发利用强度的加大,保护区生态系统结构受到干扰和破坏程度有所增强,功能日益减退。这种渐进型风险是生态风险的一种重要形式。作为直观反映开发活动对生态环境影响的土地利用生态风险评价研究更有利于表征区域生态风险,其作用不容忽视。通过土地利用研究生态风险评价的方法有 Landis 和 Wieggers^[6]于 1997 年首次创建的相对风险模型(relative risk model, RRM),RRM 模型是一种区域复合风险评估模型,有利于快速便捷地进行区域风险评价。如王小龙^[7]应用该模型进行海岛生态系统风险评价,首次将该模型应用到海岛区,验证了该模型、方法适用于海岛区。付光辉^[8]在土地整理风险评价研究中应用了该模型,得到大丰市生态风险由东部向西部逐渐降低的结论。刘晓^[9]将 RRM 模型应用于三峡库区重庆开县消落区生态风险评价,研究表明消落区的生态风险随着消落区海拔高度增加而加大。本研究应用 RRM 模型分析和评估保护区中生态风险相对较高区域以及加剧生态风险的主要风险源,以为风险管理提供理论和技术支持,使该区生态环境损失降到最低程度^[10-11]。

1 研究区概况

昌黎黄金海岸国家级自然保护区位于河北省秦皇岛市北戴河新区南部沿海,总面积 30 000 hm²。其中,陆域面积 9 150 hm²,海域面积 20 850 hm²。本研究区域为保护区陆域部分。保护区所在区域属于暖温带半湿润大陆性季风气候。太阳年总辐射量 5.25 × 10⁶ kJ/m²,年平均气温 10.1~11.0 °C,年降水量 747~772 mm。依据主导功能差异性将保护区陆域分为核心区、缓冲区和实验区 3 类功能区(图 1)。其中核心区面积为 2 153 hm²,缓冲区面积为 2 210 hm²,实验区面积为 4 787 hm²,其主要土地利用类型为草地、林地和水域。保护区主要保护对象为海岸沙

丘,林带,鸟类及其栖息地,潟湖及湖内水生生物群落和滦河口生态系统等。

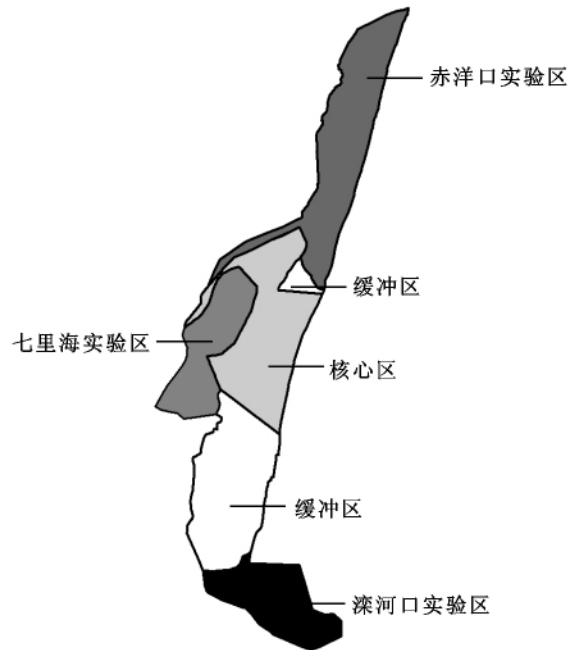


图 1 昌黎黄金海岸国家级自然保护区功能分区

2 研究方法

2.1 资料收集与处理

采用 2010 年昌黎黄金海岸国家级自然保护区 SPOT-5(地面分辨率 3.0 m × 3.0 m)卫星遥感影像资料为基本信息源。在 ERDAS IMAGINE 8.6 图像处理软件下完成影像的几何精校正、配准和增强处理。由保护区土地利用类型影像特征,建立解译标志。依据《土地利用分类》规程和相对风险评价模型建立的需要以及保护区土地利用现状,将研究区土地利用类型分为人工建筑(住宅用地、交通用地、水利设施用地和工矿仓储等其他人工建设用地)、耕地(水田和旱地)、草地(天然草地、人工草地和荒草地)、林地(有林地、灌木丛和其他林地)、水域(河渠、湖泊和水库坑塘)和沙地(沙丘、沙地和裸地)共 6 个类型。其他数据来源由野外踏勘,社会经济资料的相关统计及保护区提供。

2.2 研究模型

采用相对风险模型(RRM)进行生态风险评价,是区域尺度的生态风险评价^[12]。这样可以解决风险源种类多样、风险暴露途径复杂、胁迫因子难于量化等难题。其方法通过分析风险源、生境和生态受体的相互作用关系,给出区域风险评价综合方法,从而实现区域风险的定量化^[13]。RRM 模型得到的生态风险关系是一种相对风险关系,其最大特点是着重将多

种风险源、生境、综合生态影响联系起来,用于区域内不同风险程度的比较^[7]。

2.3 研究方法

2.3.1 风险单元划分 基于 RRM 模型进行保护区评价,首先要完成风险小区的划分。评价区域内风险等级的划分和空间图形的表达是通过区域内的风险状况和对比来实现的。

以保护区功能分区作为风险评价单元,将保护区分为 5 类风险单元,即核心区、缓冲区、赤洋口实验区、七里海实验区和滦河口实验区,由于实验区土地开发利用程度大,且实验区的总面积较大,于是将实

验区分为 3 个风险小区,利于深入分析各地区的生态风险值。

2.3.2 生境及风险源分析 为了描述保护区人类土地开发利用行为对区域生态的影响,将与人为因素有关的生态风险源分为 6 类,包括:建筑用地,农业用地,养殖用地,人工岸线,旅游人数和公路沟渠。其中,建筑用地包括住宅用地和工矿仓储等,农业用地包括水田和旱地,养殖用地为围海、围湖养殖用地,人工岸线包括渔业岸线和旅游岸线,公路沟渠包括交通用地和水利设施中的沟渠。利用遥感解译、实地考察获得各小区风险源面积及信息(表 1)。

表 1 保护区风险小区的风险源信息

| 风险小区 | 建筑用地/hm ² | 农业用地/hm ² | 养殖用地/hm ² | 人工岸线/km | 旅游人数/万人 | 公路沟渠/hm ² |
|--------|----------------------|----------------------|----------------------|---------|---------|----------------------|
| 核心区 | 3.58 | 138.59 | 79.43 | 11.31 | 9.93 | 2.65 |
| 缓冲区 | 58.00 | 71.13 | 33.55 | 5.02 | 0 | 5.86 |
| 赤洋口实验区 | 231.92 | 13.61 | 293.87 | 14.76 | 91.71 | 46.10 |
| 七里海实验区 | 212.20 | 376.44 | 490.17 | 4.26 | 0 | 2.03 |
| 滦河口实验区 | 30.03 | 64.96 | 886.47 | 11.80 | 0 | 12.01 |

研究区位于国家级自然保护区,根据其生态系统常见的生境类型,在 GIS 技术支持下采用遥感解译的手段,并结合实地考察,将其分为 6 种生境类型。生境类型主要为:人工建筑,耕地,草地,林地,水域和沙地(表 2)。

表 2 保护区各风险小区的生境面积 hm²

| 生境 | 核心区 | 缓冲区 | 赤洋口实验区 | 七里海实验区 | 滦河口实验区 |
|------|--------|----------|--------|--------|--------|
| 人工建筑 | 6.23 | 63.86 | 278.02 | 214.23 | 42.04 |
| 耕地 | 138.59 | 71.13 | 13.61 | 376.44 | 64.96 |
| 草地 | 227.29 | 689.14 | 498.40 | 150.30 | 56.70 |
| 林地 | 635.96 | 1 193.46 | 754.10 | 0 | 163.69 |
| 水域 | 718.27 | 58.39 | 386.57 | 650.03 | 906.61 |
| 沙地 | 426.66 | 134.02 | 231.30 | 0 | 0 |
| 合计 | 2 153 | 2 210 | 2 162 | 1 391 | 1 234 |

2.3.3 生态受体 生态受体即风险的承担者,它们具有极高的概率暴露于区域潜在的开发利用压力之下。对于区域管理者来说,这些区域生态环境指示性要素的存在具有重要意义。本研究选择的生态受体为珍稀物种,自然景观和生态系统 3 类。

2.3.4 概念模型 通过实地调研,在区域风险源、生境和生态受体的暴露响应途径全面了解的基础上,提出它们之间的一系列假设,并通过图表呈现出来,其目的是描述保护区风险源、生境和生态受体间的相互作用关系。例如:风险源中的农业用地、养殖用地以及公路沟渠分别通过释放胁迫因子:物理扰动(D)、污染(C)、移除原有生境(R)暴露于生境中的耕地,然后这些胁迫因子使耕地生境中的珍稀物种、自然景观和生态系统分别产生栖息(H)、景观单一(S)、生态脆弱(SF)的响应过程(表 3)。

表 3 保护区土地利用风险暴露、响应概念模型

| 建筑用地 | 农业用地 | 养殖用地 | 人工岸线 | 旅游人数 | 公路沟渠 | 生境 | 珍稀物种 | 自然景观 | 生态系统 |
|------|------|------|------|------|------|----|------|------|------|
| | C | C | | | RD | 耕地 | H | S | SF |
| DCR | C | C | | DC | RD | 草地 | MH | F | SFM |
| DR | C | C | | DC | RD | 林地 | MH | S | M |
| C | C | DCS | CS | DC | D | 水域 | MH | SF | SFM |
| DCS | | | CDS | DCS | R | 沙地 | H | S | SF |

注: D 为物理扰动; C 为污染; S 为改变沉积; R 为移除原有生境; S 为景观单一; SF 为生态脆弱; F 为景观破碎化; H 为栖息; M 为物种多样性。下同。

2.3.5 暴露—危害分析 通过计算相对风险密度和生境丰度,实现对风险源与生态受体的暴露危害过程的定量分析,以及通过暴露和响应途径计算出暴露、响应系数^[7]。

(1) 相对风险密度和生境丰度。风险密度体现其在各风险小区间相对值,数值仅代表相对大小。基于表 1 提供的保护区六类主要土地利用风险源数据,计算出各小区的风险密度(表 4)。

相对风险密度计算依据:建筑用地、农业用地、养殖用地和公路沟渠为风险小区内各类风险源的密集度(该风险源与某风险小区的面积百分比)与区域内该风险源的最大密集度比值作为其密度的丰度等级,这样得到的数值是连续的;人工岸线依据为各个风险

小区内人工岸线长度对保护区总岸线长度的密集度(长度百分比)与区域内该风险源最大密集度的比值;旅游人数依据为风险小区内旅游人数对保护区总旅游人数的密集度(人数百分比)与区域内该风险源最大密集度的比值^[7]。

生境丰度也是一种相对值,其计算方法与上述过程基本一致,为风险小区内各类生境的密集度(该生境与某风险小区的面积百分比)与区域内该生境的最大密集度比值作为其生境的丰度等级。

计算过程中认为生境面积越大,生物群落越容易受到风险源影响,生态风险也就越大。除人工建筑生境与选定的生态受体联系较小外,其余 5 种生境类型均与选取的生态受体有较强联系(表 5)。

表 4 保护区各风险小区的相对风险密度

| 风险密度 计算依据 | 风险源 | 风险密度 | | | | |
|--------------------------------------|------|------|------|--------|--------|--------|
| | | 核心区 | 缓冲区 | 赤洋口实验区 | 七里海实验区 | 滦河口实验区 |
| 各类风险源的 密集度与区域 内该风险源最 大密集度比值 | 建筑用地 | 0.01 | 0.17 | 0.84 | 1.00 | 0.16 |
| | 农业用地 | 0.24 | 0.12 | 0.02 | 1.00 | 0.19 |
| | 养殖用地 | 0.05 | 0.02 | 0.19 | 0.49 | 1.00 |
| | 人工岸线 | 0.77 | 0.34 | 1.00 | 0.29 | 0.80 |
| | 旅游人数 | 0.16 | 0.00 | 1.00 | 0.00 | 0.00 |
| | 公路沟渠 | 0.06 | 0.13 | 1.00 | 0.04 | 0.26 |

表 5 保护区各风险小区的生境丰度

| 生境丰度 计算依据 | 生境 | 生境丰度 | | | | |
|------------------------------------|----|------|------|--------|--------|--------|
| | | 核心区 | 缓冲区 | 赤洋口实验区 | 七里海实验区 | 滦河口实验区 |
| 各类生境的密 集度与区域内 该生境最大密 集度比值 | 耕地 | 0.24 | 0.12 | 0.02 | 1.00 | 0.19 |
| | 草地 | 0.34 | 1.00 | 0.74 | 0.35 | 0.15 |
| | 林地 | 0.55 | 1.00 | 0.61 | 0.00 | 0.25 |
| | 水域 | 0.45 | 0.04 | 0.24 | 0.64 | 1.00 |
| | 沙地 | 1.00 | 0.31 | 0.54 | 0.00 | 0.00 |

(2) 暴露—响应途径。各风险小区之间,其暴露—响应途径和程度各不相同。为了更明确说明暴露和响应程度上的差别,将其过程分为两段分析。首先分析暴露过程,主要反映不同风险源对生境的暴露量,是根据风险源对生境暴露程度确定的。就水域生境而言,风险源中养殖用地暴露量较大,其暴露系数就高。而对于相同风险源在风险小区之间暴露程度差异,则通过该风险源的区域风险密度来调节。其次是响应过程,主要反映生态受体对风险的响应过程,是根据生态受体与生境的密切程度确定的。就七里海实验区而言,其珍稀鸟类和珍稀水生物种数量较多,因此其珍稀物种的响应系数就高。为描述暴露和响应的相对强度,量化其系数为:0,0.3,0.5,0.7 和 1.0。对于暴露系数,0 为暴露路径不存在;1 表示暴露量大,0.5 表示暴露量适中;其余类推。对于响应

系数,0 为响应路径不存在;1 表示响应程度高,0.5 表示响应程度适中;其余类推。由于 3 种生态受体在各小区并不是都会出现,所以响应系数表按照不同的风险小区单独列出(表 6—7)。

表 6 保护区土地利用风险暴露系数

| 建筑 用地 | 农业 用地 | 养殖 用地 | 人工 岸线 | 旅游 人数 | 公路 沟渠 | 生境 |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----|
| 0 | C 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 耕地 |
| 0.5(DCR) | 0.3(C) | 0 | 0 | 0.5(DC) | 0.3(RD) | 草地 |
| 0.3(DR) | 0 | 0 | 0 | 0.3(DC) | 0.3(RD) | 林地 |
| 0.3(C) | 0 | 1(DCS) | 0.7(CS) | 0.3(DC) | 0.3(D) | 水域 |
| 0.3(CDS) | 0 | 0 | 0.3(CDS) | 1(DCS) | 0.3(R) | 沙地 |

2.3.6 风险表征 RRM 模型通过对研究区域风险密度、生境丰度、暴露系数和响应系数之积计算相对

风险。生态风险值与风险密度、暴露系数以及响应系数呈正相关关系。此外,生境面积越大,生态受体与风险源接触的机率越高,所以生态风险值与生境丰度也呈正相关关系。

表 7 保护区土地利用风险响应系数

| 风险小区 | 生境 | 各生态受体暴露方式及响应系数 | | | 合计 |
|--------|----|----------------|---------|----------|-----|
| | | 珍稀物种 | 自然景观 | 生态系统 | |
| 核心区 | 耕地 | 0.3(H) | 0 | 0.3(SF) | 0.6 |
| | 草地 | 0.5(MH) | 0.5(F) | 0.5(SF) | 1.5 |
| | 林地 | 0.7(MH) | 0.7(S) | 0.7(M) | 2.1 |
| | 水域 | 0.7(MH) | 0.7(F) | 0.5(SF) | 1.9 |
| | 沙地 | 0.3(H) | 0.7(S) | 0.3(SF) | 1.3 |
| 缓冲区 | 耕地 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 草地 | 0.5(MH) | 0.5(F) | 0.5(M) | 1.5 |
| | 林地 | 0.7(MH) | 0.7(S) | 0.7(M) | 2.1 |
| | 水域 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 沙地 | 0.3(H) | 0.3(S) | 0 | 0.6 |
| 赤洋口实验区 | 耕地 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 草地 | 0.3(H) | 0.3(F) | 0.3(SF) | 0.9 |
| | 林地 | 0.5(MH) | 0.5(S) | 0.5(M) | 1.5 |
| | 水域 | 0.3(H) | 0.3(SF) | 0.3(SF) | 0.9 |
| 七里海实验区 | 耕地 | 0.5(H) | 0 | 0.5(SF) | 1 |
| | 草地 | 0.3(MH) | 0 | 0 | 0.3 |
| | 林地 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 水域 | 0.7(MH) | 0.5(SF) | 0.5(SFM) | 1.7 |
| | 沙地 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 滦河口实验区 | 耕地 | 0.3(H) | 0 | 0.3(SF) | 0.6 |
| | 草地 | 0.5(MH) | 0.3(F) | 0.3(SF) | 1.1 |
| | 林地 | 0.5(MH) | 0.5(S) | 0.5(M) | 1.5 |
| | 水域 | 0.7(MH) | 0.5(F) | 0.7(SFM) | 1.9 |
| | 沙地 | 0 | 0 | 0 | 0 |

针对两种不同的主体,细化为两种生态风险评价。公式(1)为针对不同风险小区的潜在生态风险评价,公式(2)是针对不同风险源类型的潜在生态风险评价。

$$RS_i = \sum S_{ij} H_{ij} X_{ij} E_{lm} \quad (1)$$

$$RS_j = \sum S_{ij} H_{ij} X_{ij} E_{lm} \quad (2)$$

式中: i ——风险小区的序号; RS_i ——第 i 风险小区相对风险值; RS_j ——第 j 风险源相对风险值; j ——风险源类型的标号; l ——生境类型的标号; m ——生态受体类型的序号; S_{ij} ——第 i 风险小区内风险源 j 的丰度等级; H_{ij} ——第 i 风险小区内生境的丰度等级; X_{ij} ——风险源—生境暴露途径的暴露系数; E_{lm} ——生境—生态受体响应途径的响应系数。

3 结果与分析

3.1 生态风险小区相对风险值结果与分析

根据公式(1)计算出昌黎黄金海岸国家级自然保护区 5 个风险小区的相对风险值。这 5 个风险小区相对风险值按强弱顺序依次为:滦河口实验区(3.45) > 赤洋口实验区(2.46) > 七里海实验区(2.19) > 核心区(1.19); > 缓冲区(0.45)。

保护区 5 类生态风险小区中,滦河口实验区相对生态风险值最高,为 3.45,是相对风险值最低小区缓冲区的 7.67 倍,其开发利用风险主要来自养殖用地。数据显示该区近 75% 土地为养殖用地,养殖产生的污染废物可引发一系列环境问题。再者,养殖池塘的修建阻挡了水流的正常流向,导致潮间带附近海洋水动力作用发生改变,同时割裂了滦河口湿地生态一体化的格局,使其生态系统遭到破坏。赤洋口实验区相对生态风险值为 2.46,其人为开发利用强度很大。该小区开发利用风险主要来自旅游人数和建筑用地风险源。该小区兴建了许多旅游景区(景点),吸引大量国内外游客,旅游人数占整个保护区旅游总数的 90.23%;昌黎工业园区和旅游景点内的建筑物加剧了该区域的建筑用地生态风险。该小区中自然景观是受影响最大的生态受体,其多被工业园区、旅游设施和渔业养殖等人为景观所代替,相当程度上改变了原有天然景观。七里海实验区相对生态风险值为 2.19。该实验区与核心区毗邻,其水域面积占 46.73%。其水域生境几乎全部被养殖用地占据。围堰养殖改变了潟湖水动力条件,引发湖盆内泥沙淤积,水深变浅,湖盆面积萎缩,水生环境恶化等环境问题。其次就是农业用地风险源,该小区的自然生境逐渐被耕地生境取代,如草地面积仅占区域总面积的 10.80%,农业用地面积占总面积的 27.06%。对于生态受体来说,珍稀物种、自然景观和生态系统都受到较大影响。潟湖水体养殖影响鸟类等珍稀物种的栖息环境,原有天然水体受到污染,水体面积和深度减少,自然景观改变,从而使该小区生态系统趋于不稳定。缓冲区和核心区的相对生态风险值远小于实验区,仅为 0.45 和 1.19。这两个小区植被大多保持原生状态,建筑用地少。需要说明的是核心区有少量建筑用地和旅游人数是因为翡翠岛景区地处核心区,翡翠岛是早在 20 世纪 80 年代,中国科学院地理研究所的专家们来这里考察,发现这里景色优美,就把它命名为“翡翠岛”,并逐渐成为风景区。其具有与翡翠岛有关的建筑用地和交通用地。其次,养殖用地也是核心区的主要开发利用风险源。

3.2 风险源相对风险值结果与分析

根据公式(2)计算出昌黎黄金海岸国家级自然保护区 6 类风险源的相对风险值。这 6 类风险源相对风险值按强弱顺序依次为:养殖用地(2.52) > 人工岸线(2.31) > 建筑用地(1.30) > 旅游人数(1.23) > 公路沟渠(1.20) > 农业用地(1.19)。

保护区 6 类风险源的相对风险值中养殖用地最高,为 2.52。保护区拥有大面积天然水体,给养殖业提供很好的空间资源。近年来养殖业的不断扩大为当地人民带来福利,但接踵而来的还有环境问题。养殖用地改变了水环境,破坏了水体底质,污染近岸土地。其次是人工岸线,相对生态风险值为 2.31。保护区岸线全长 57.46 km,其中人工岸线 47.15 km,占总岸线长度的 82.06%。人工岸线的利用类型为渔业岸线和旅游岸线,其中渔业岸线 46.042 km,旅游岸线 1.108 km。大规模的渔业岸线给岸线资源带来沉重的生态压力,污染近岸生态环境,加大生态风险。除上述两类风险源生态风险值相对较高外,其他 4 类风险源生态风险值较低且数值接近。近年来,除七里海实验区尚存多年前已存在的军事特殊区建筑用地外,赤洋口实验区建设了工业园区,增加了不少建筑物。其次随着宣传力度加大,保护区旅游人数也逐年增多。这为保护区带来很大经济收益的同时,也使其生态风险值相对较高。再者人类开发利用强度的增大,也使农业用地和公路沟渠面积增加。

4 结论

(1) 实验区的生态风险值远高于缓冲区和核心区。实验区允许适度开发,但也要有所节制。实验区过度开发扩大了保护区各区域间的生态风险差距,不利于其平稳协调和可持续发展,势必造成对核心区的干扰。

(2) 在风险源中,养殖用地给保护区带来的生态风险压力最大,其次是来自人工岸线的压力。建筑用地、公路沟渠、旅游人数和农业用地带来的生态风险值较小且程度相近。七里海潟湖围堰养殖始于 1980 年。自 1987 年以来,七里海潟湖养殖进入快速发展期。天然优良的水环境给养殖带来了便利,但过度且无节制的开发利用又给保护区生态环境构成严重威胁。同时,人工岸线风险源的构成大部分来自渔业

岸线压力。保护区围堰养殖已是生态安全的最主要威胁因素。

(3) RRM 模型在国内土地利用生态风险评价方面应用不是特别广泛。本研究尝试利用 RRM 模型对昌黎黄金海岸国家级自然保护区进行土地利用生态风险评价,希望能够起到推广 RRM 模型在此研究领域应用的作用。本研究在风险表征时没有对风险小区的风险值进行不确定性分析,需要在后续工作中进行补充研究。

[参 考 文 献]

- [1] 毛小琴,倪晋仁. 生态风险评价研究评述[J]. 北京大学学报:自然科学版,2005,41(4):616-654.
- [2] 阳文锐,王如松,黄锦楼,等. 生态风险评价及研究进展[J]. 应用生态学报,2007,18(8):1896-1876.
- [3] USEPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment [M]. Washington D C: US Environmental Protection Agency, 1998.
- [4] Lipton J, Gallbraith H, Burger J, et al. A paradigm for ecological risk assessment[J]. Environmental Management, 1993,17(1):1-5.
- [5] 朱琳,佟玉洁. 中国生态风险评价应用探讨[J]. 安全与环境学报,2003,3(3):22-24.
- [6] Landis W G, Wiegiers 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.
- [7] 王小龙. 海岛生态系统风险评价方法及应用研究[D]. 山东 青岛:中国科学院海洋研究所,2006.
- [8] 付光辉. 土地整理风险评价研究[D]. 江苏 南京:南京农业大学,2007.
- [9] 刘晓,苏维词. 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.
- [10] 陈辉,刘劲松,曹宇,等. 生态风险评价研究进展[J]. 生态学报,2006,26(5):1558-1566.
- [11] Harwell M A, Gentile J H, Bartuska A, et al. A science-based strategy for ecological restoration in south Florida[J]. Urban Ecosystems, 1999,3(3):201-222.
- [12] 颜磊,许学工. 区域生态风险评价研究进展[J]. 地域研究与开发,2010,29(1):113-129.
- [13] 邓飞,于云江,全占军. 区域生态风险评价研究进展[J]. 环境科学与技术,2011,34(6):141-147.