

# 基于景观格局的玉溪市“三湖”流域生态风险演化分析

孙咏琦<sup>1,2</sup>, 李约翰<sup>1,2</sup>, 李强军<sup>3</sup>, 陈永志<sup>3</sup>, 刘士鑫<sup>2,4</sup>, 李言龙<sup>3</sup>, 李建华<sup>1,2</sup>

(1. 云南农业大学水利学院, 云南 昆明 650201;

2. 云南农业大学自然资源科学技术工程研究中心, 云南 昆明 650201;

3. 云南省地矿测绘院有限公司, 云南 昆明 650218;

4. 云南农业大学资源与环境学院, 云南 昆明 650201)

**摘要:**以玉溪市“三湖”流域为研究对象,对研究区内生态风险状况进行研究,揭示其20年生态风险演化特征。对2000–2020年的土地利用数据进行等间距采样,基于景观格局指数建立生态风险模型并利用空间自相关分析、地统计学分析、重心转移等方法对研究区内景观格局变化特征以及生态风险演变进行探究。结果表明:(1)社会发展及人类活动导致建筑用地的分离度等在研究期内呈线性减少趋势,而草地的破碎度在20年里呈上升趋势,由2000年的0.55增长到2020年的0.93;(2)生态风险格局在空间上呈现显著正相关,Moran's I指数由2000年的0.522下降至2022年的0.513,表明研究区内景观生态风险值在空间分布上的依赖性减弱,空间趋同性逐渐降低;(3)研究区内多年间生态风险呈现先上升后下降的趋势且生态风险格局重心整体向西南偏移,高风险区主要分布在研究区北部的林草地带以及湖泊周围,20年面积增加了6 212.07 hm<sup>2</sup>。研究结果可为流域内水资源开发、生态安全保护等决策提供支持。

**关键词:**生态风险;景观格局指数;标准差椭圆;空间自相关;地统计学;玉溪市

**中图分类号:**P901;X144 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2024)02-0054-09

生态风险评价是评估区域生态系统受外界胁迫可能产生负面效应的方法,主要对生态系统在人为因素干扰下可能造成的不良后果进行评估(何莎莎等, 2019)。当前一系列的生态风险和突发事件对种群、群落、生态系统及景观水平等层次的受体产生影响,破坏当地生态环境,危害人民健康和财产。因此有效评估生态风险,依据科学方法提前采取整治措施,对环境管理和区域生态环境保护具有重要意义(曾建军等, 2017)。生态风险研究经历了从环境风险(吕建树等, 2012)到景观风险(刘焱序等, 2015)的评价历程,风险源由单一风险源转变为多种风险源(Landis, 2003),评价单元由完整的行政区转变为流域、风险小区以及风险栅格(Wallack & Hope, 2002),评价对象主要为土壤(Chen et al, 2018)、陆地以及水域等(Corsi et al, 2020)。

景观生态风险评价源于区域生态风险评价,它更注重区域时空异质性及尺度效应,关注风险的时

空分异特征以及特定空间格局对生态功能、过程的风险表达,而非传统区域生态风险评价所侧重的对于生态环境整体风险的定量评估(彭建等, 2015)。因此,景观生态风险评价逐渐受到许多学者的关注,评价方法也日渐完善(田义超等, 2021)。由于物质和能量在空间上的聚散和迁移会产生重心,其运动方向、速度和强度是空间变化的指标,因此重心迁移模型可用于描述景观生态风险的时空演变(彭文君和舒英格, 2018)。

玉溪“三湖”指玉溪市境内的抚仙湖、星云湖和杞麓湖。其独特的高原湖泊群、充沛水量和良好的开发利用条件,成为玉溪发展的重要基础(吴献花等, 2009)。然而,针对于云南高原湖泊,尤其是玉溪高原湖泊流域的生态风险研究相对较匮乏。本文以玉溪市“三湖”流域为研究对象,研究其生态风险状况,揭示近20年生态风险演化特征,为流域水资源开发、生态安全保护等决策提供支持。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

“三湖”流域位于玉溪市东部的滇中经济区,包括抚仙湖、星云湖和杞麓湖(图1),总面积约150 491.07 hm<sup>2</sup>。其中抚仙湖属于南盘江流域西江水

收稿日期:2022-02-09 修回日期:2024-02-29

基金项目:云南省教育厅科学研究基金(2022Y288)。

作者简介:孙咏琦,1998年生,女,在读硕士研究生,研究方向为资源与环境遥感。E-mail:1615572056@qq.com

通信作者:李建华,1980年生,男,博士,副教授,研究方向为土地整治与环境遥感。E-mail:wenniforever@126.com

系,是中国最大的深水型淡水湖泊;星云湖是江川区的高原陷落性浅水湖,平均水深7 m,属珠江流域南盘江水系的源头湖泊;杞麓湖是通海县境内的天然封闭型高原湖泊,平均水深4 m,属珠江流域西江水系。

## 1.2 数据来源

土地利用数据采用武汉大学生产的中国土地利用覆被数据集(Yang & Huang, 2021),该数据总体精度高于GlobalLand 30等数据产品。研究区分为耕地、林地、灌木林地、草地、水体、建筑用地共6种景观类型。流域边界采用SWAT模型进行流域划分,最终提取出合理的流域范围。

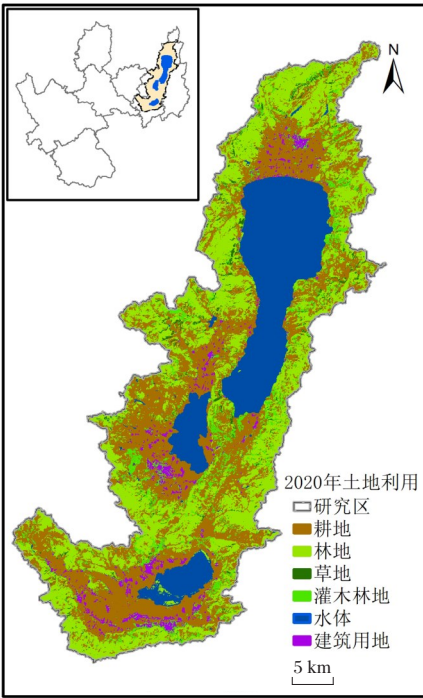


图1 研究区位置

Fig.1 Schematic map of the study area

## 1.3 研究方法

**1.3.1 风险小区划分** 为了探究生态风险的空间特征,将研究区划分若干网格,计算每个网格的景观格局指数以及生态风险指数。参考国家格网GIS的相关标准《地理格网》(GB/T 12409-2009)和部分学者的研究,格网宜采用平均斑块面积的2~5倍(陈心怡等,2021),在景观生态学理论和不同土地利用类型面积的基础上,对2000-2020年的土地利用数据进行等间距采样,经对比发现,1 km是该地区进行生态风险研究的最优尺度,故采用等间距系统采样法将研究区划分为1 km×1 km共1 689个风险小区。

**1.3.2 景观格局指数** 景观指数能够浓缩景观格局信息,揭示景观结构组成,反映人为扰动对景观的影响

(岳启发等,2021)。景观干扰是景观生态学中的重要概念,干扰源不同对生态产生的影响也不尽相同,本文选取与干扰密切相关的景观破碎度、景观分离度和景观优势度来构建景观干扰指数(陈丁楷和石龙宇,2021)。

$$E_i = aC_i + bN_i + cD_i \quad (1)$$

式中: $a$ 、 $b$ 、 $c$ 分别对应其权重; $C_i$ 为景观破碎度指数; $N_i$ 为景观分离度指数; $D_i$ 为景观优势度指数。

**1.3.3 生态风险指数构建** 依据景观格局指数来构建景观生态风险指数,计算公式如下:

$$ERI_n = \sum_{m=1}^N \frac{A_{mn}}{A_m} R_n \quad (2)$$

式中: $ERI_n$ 为第 $n$ 个风险小区生态风险指数, $A_{mn}$ 为第 $m$ 个风险小区第 $n$ 类景观的面积, $A_m$ 为第 $m$ 个风险小区的面积, $R_n$ 为第 $n$ 类景观的生态损失度指数。

**1.3.4 生态风险空间分析** 按以下步骤进行地统计学分析、空间自相关分析和空间变化方向分析。

(1)地统计学分析 流域生态风险指数是一种空间变量,其空间异质性可利用地统计学方法分析(黄木易和何翔,2016)。地统计学中半方差函数可用于区域生态风险的空间分析,该方法可以关联各单元之间的空间独立量,是挖掘地理信息空间分布规律的重要方法(Van de Beek et al, 2011)。计算公式如下:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (3)$$

$[i = 1, 2, 3, \dots, N(h)]$

式中: $\gamma(h)$ 代表变异函数, $h$ 为配对抽样的空间间隔距离, $N(h)$ 为间隔距离为 $h$ 时的样点对数, $Z(x_i)$ 和 $Z(x_i + h)$ 分别为景观生态风险指数在对应空间位置上的观测值。

(2)空间自相关 空间自相关分为全局空间自相关和局部空间自相关。全局空间自相关一般用Moran's I系数表示,是对研究区域内生态风险空间相互关系的总体描述,取值范围为[-1,1]。

$$I = n \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} |Z_i - \bar{Z}| |Z_j - \bar{Z}|}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n W_{ij} \sum_{i=1}^n (Z_j - \bar{Z})^2} \quad (4)$$

式中: $I$ 为全局空间自相关数值, $n$ 为空间单元数, $W_{ij}$ 为研究区 $i$ 和 $j$ 的空间权重矩阵, $Z_i$ 和 $Z_j$ 为研究区 $i$ 、 $j$ 的空间属性值。解读空间相关性时结合置信度( $P$ )和标准差( $Z$ )来验证结果的有效性(王玲,2018)。

(3)空间变化方向分析 生态风险的空间变化方向采用标准差椭圆以及其重心变化进行探究。标准差椭圆空间统计方法可多角度衡量地理要素空间分布全局特征,包括集中、离散趋势及方向分布,同时可定量解释其中心性、方向性和扩展方向偏差等信息(左妍等,2022)。

## 2 结果与分析

### 2.1 景观格局指数分析

利用 Fragstate 软件得出 2000–2020 年间研究区内各类景观格局面积以及景观指数(表 1)。研究区内耕地面积占比最大,由于玉溪市 2003 年开始实施退耕还林,在 20 年间耕地面积呈现先减少后

增加的趋势,相应的林地面积逐年增加,由 2000 年的 40 304.79  $\text{hm}^2$  增长到 2020 年的 48 016.53  $\text{hm}^2$ 。

分析各年间不同景观类型破碎度指数,可知灌木林地破碎度最高,水体基本最低。玉溪市经济社会发展,使建筑用地面积逐年增长,已由 2000 年 1 761.39  $\text{hm}^2$  上升至 2020 年 4 059.81  $\text{hm}^2$ ,增长面积约 2 298.42  $\text{hm}^2$ ,其斑块面积和数量上升,且斑块面积的增长速度快于斑块数,导致其破碎度( $C_i$ )、分离度( $N_i$ )和损失度( $R_i$ )在研究期内呈线性减少趋势,表明建设用地各斑块集聚程度增强,内部结构趋于稳定,景观由分散向集中连片式发展;“三湖”流域草地面积逐年降低,20 年间减少面积达到 5 646.87  $\text{hm}^2$ ,

表 1 各地类景观格局指数计算结果

Tab.1 Calculated landscape pattern indices for each land type

| 景观类型 | 年份   | 斑块个数  | 斑块面积/ $\text{hm}^2$ | 破碎度    | 分离度    | 优势度    | 干扰度    | 脆弱度    | 损失度    |
|------|------|-------|---------------------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|
| 耕地   | 2000 | 6522  | 60285.87            | 0.1082 | 0.2598 | 0.3238 | 0.1968 | 0.1905 | 0.0375 |
|      | 2004 | 6057  | 59681.88            | 0.1015 | 0.2529 | 0.3153 | 0.1897 | 0.1905 | 0.0361 |
|      | 2008 | 6178  | 55563.84            | 0.1112 | 0.2744 | 0.3095 | 0.1998 | 0.1905 | 0.0381 |
|      | 2012 | 6163  | 55271.61            | 0.1115 | 0.2755 | 0.3014 | 0.1987 | 0.1905 | 0.0378 |
|      | 2016 | 5384  | 56492.73            | 0.0953 | 0.2519 | 0.2837 | 0.1800 | 0.1905 | 0.0343 |
|      | 2020 | 4911  | 56003.40            | 0.0877 | 0.2427 | 0.2786 | 0.1724 | 0.1905 | 0.0328 |
| 林地   | 2000 | 3634  | 40304.79            | 0.0902 | 0.2901 | 0.1982 | 0.1718 | 0.0952 | 0.0164 |
|      | 2004 | 3601  | 40619.16            | 0.0887 | 0.2866 | 0.2011 | 0.1705 | 0.0952 | 0.0162 |
|      | 2008 | 3172  | 45843.21            | 0.0692 | 0.2383 | 0.2049 | 0.1471 | 0.0952 | 0.0140 |
|      | 2012 | 3186  | 46237.05            | 0.0689 | 0.2368 | 0.2027 | 0.1460 | 0.0952 | 0.0139 |
|      | 2016 | 3264  | 47419.83            | 0.0688 | 0.2337 | 0.2070 | 0.1459 | 0.0952 | 0.0139 |
|      | 2020 | 3093  | 48016.53            | 0.0644 | 0.2247 | 0.2093 | 0.1415 | 0.0952 | 0.0135 |
| 灌木林地 | 2000 | 2973  | 2102.76             | 1.4139 | 5.0298 | 0.0801 | 2.2319 | 0.2381 | 0.5314 |
|      | 2004 | 2751  | 2116.98             | 1.2995 | 4.8059 | 0.0768 | 2.1069 | 0.2381 | 0.5016 |
|      | 2008 | 2678  | 2182.59             | 1.2270 | 4.5992 | 0.0760 | 2.0084 | 0.2381 | 0.4782 |
|      | 2012 | 2997  | 2592.00             | 1.1563 | 4.0969 | 0.0820 | 1.8236 | 0.2381 | 0.4342 |
|      | 2016 | 2905  | 2652.12             | 1.0954 | 3.9421 | 0.0791 | 1.7461 | 0.2381 | 0.4157 |
|      | 2020 | 2790  | 2659.77             | 1.0490 | 3.8521 | 0.0808 | 1.6963 | 0.2381 | 0.4039 |
| 草地   | 2000 | 9287  | 16828.29            | 0.5519 | 1.1108 | 0.2776 | 0.6647 | 0.1429 | 0.0950 |
|      | 2004 | 9227  | 16736.22            | 0.5513 | 1.1133 | 0.2832 | 0.6663 | 0.1429 | 0.0952 |
|      | 2008 | 9270  | 15123.69            | 0.6129 | 1.2349 | 0.2830 | 0.7335 | 0.1429 | 0.1048 |
|      | 2012 | 9952  | 14598.45            | 0.6817 | 1.3255 | 0.2882 | 0.7962 | 0.1429 | 0.1137 |
|      | 2016 | 10914 | 12560.85            | 0.8689 | 1.6133 | 0.3042 | 0.9793 | 0.1429 | 0.1399 |
|      | 2020 | 10373 | 11181.42            | 0.9277 | 1.7669 | 0.3038 | 1.0547 | 0.1429 | 0.1507 |
| 水体   | 2000 | 275   | 29221.38            | 0.0094 | 0.1101 | 0.0846 | 0.0546 | 0.2857 | 0.0156 |
|      | 2004 | 282   | 29097.90            | 0.0097 | 0.1119 | 0.0846 | 0.0554 | 0.2857 | 0.0158 |
|      | 2008 | 285   | 28954.89            | 0.0098 | 0.1131 | 0.0844 | 0.0557 | 0.2857 | 0.0159 |
|      | 2012 | 296   | 28514.25            | 0.0104 | 0.1170 | 0.0832 | 0.0569 | 0.2857 | 0.0163 |
|      | 2016 | 360   | 27731.25            | 0.0130 | 0.1327 | 0.0826 | 0.0628 | 0.2857 | 0.0180 |
|      | 2020 | 256   | 28583.55            | 0.0090 | 0.1086 | 0.0827 | 0.0536 | 0.2857 | 0.0153 |
| 建筑用地 | 2000 | 1238  | 1761.39             | 0.7029 | 3.8748 | 0.0357 | 1.5210 | 0.0476 | 0.0724 |
|      | 2004 | 1277  | 2252.34             | 0.5670 | 3.0776 | 0.0390 | 1.2146 | 0.0476 | 0.0578 |
|      | 2008 | 1320  | 2836.26             | 0.4654 | 2.4848 | 0.0421 | 0.9866 | 0.0476 | 0.0470 |
|      | 2012 | 1344  | 3291.12             | 0.4084 | 2.1607 | 0.0424 | 0.8609 | 0.0476 | 0.0410 |
|      | 2016 | 1357  | 3647.70             | 0.3720 | 1.9589 | 0.0434 | 0.7824 | 0.0476 | 0.0373 |
|      | 2020 | 1284  | 4059.81             | 0.3163 | 1.7121 | 0.0447 | 0.6807 | 0.0476 | 0.0324 |

草地的破碎度和分离度上升,破碎度从2000年的0.55增长到2020年的0.93。干扰度和损失度也略有上升。所有景观类型中,干扰度指数从大到小排序为:灌木林地>建筑用地>草地>耕地>林地>水体,损失度指数由大到小排列为:灌木林地>草地>建筑用地>耕地>水体>林地。

### 2.2 景观生态风险时空变化分析

2.2.1 生态风险空间分异 为进一步分析“三湖”流域生态风险的空间分异特征,运用GS+ 9.0软件拟合ERI半变异函数,结果如表2。所有年份的最佳拟合模型均为指数模型,拟合效果好,结果精确,决定系数 $R^2$ 均大于0.88。块基比能够反映空间自相关程度,块基比值 $<0.25$ 表示变量具有显著的空间自相关, $0.25\sim 0.75$ 表示变量具有中等自相关, $>0.75$ 表示变量自相关程度不强(陈毛华等,2017)。根据表2可知,研究区内所有

年份的块基比均小于0.25,证明ERI具有显著的空间自相关。基台值能反应变量的波动幅度(赵越等,2019),2000-2020年间研究区基台值基本稳定。变程能揭示流域内生态风险指数采样点的最大空间自相关距离(叶长盛和冯艳芬,2013),研究区内变程均大于7 500.00,说明生态风险在这些年份具有空间相关性。

根据半变异函数模型拟合结果和划定的风险小区的生态风险指数,进行克里金插值和归一化处理,结合自然断点法将生态风险划分5个等级,分别为低风险区(I, $0.15\leq ERD$ ),中低风险区(II, $0.15<ERI\leq 0.25$ ),中风险区(III, $0.25<ERI\leq 0.35$ ),中高风险区(IV, $0.35<ERI\leq 0.55$ ),高风险区(V, $0.55<ERI\leq 0.1$ ),得到研究区内ERI的空间分布。根据图2可知高风险区在研究区北部的林草地带以及湖泊周围略有分布,多年来面积逐渐增加,由2000年的4 740.66  $hm^2$ 增长到2020年

表2 生态风险指数半变异函数拟合参数

Tab.2 Fitting parameters of the semi-variance function for the ecological risk index

| 年份   | 模型   | 块金值    | 基台值    | 块基比    | 变程       | RSS      | $R^2$  |
|------|------|--------|--------|--------|----------|----------|--------|
| 2000 | 指数模型 | 0.0007 | 0.0039 | 0.1730 | 9390.00  | 2.06E-07 | 0.9360 |
| 2004 | 指数模型 | 0.0014 | 0.0038 | 0.3779 | 13020.00 | 1.30E-07 | 0.9540 |
| 2008 | 指数模型 | 0.0005 | 0.0039 | 0.1218 | 8460.00  | 3.12E-07 | 0.8960 |
| 2012 | 指数模型 | 0.0005 | 0.0039 | 0.1282 | 8550.00  | 3.28E-07 | 0.8930 |
| 2016 | 指数模型 | 0.0006 | 0.0039 | 0.1649 | 8790.00  | 3.09E-07 | 0.8930 |
| 2020 | 指数模型 | 0.0005 | 0.0040 | 0.1288 | 7890.00  | 2.79E-07 | 0.9000 |

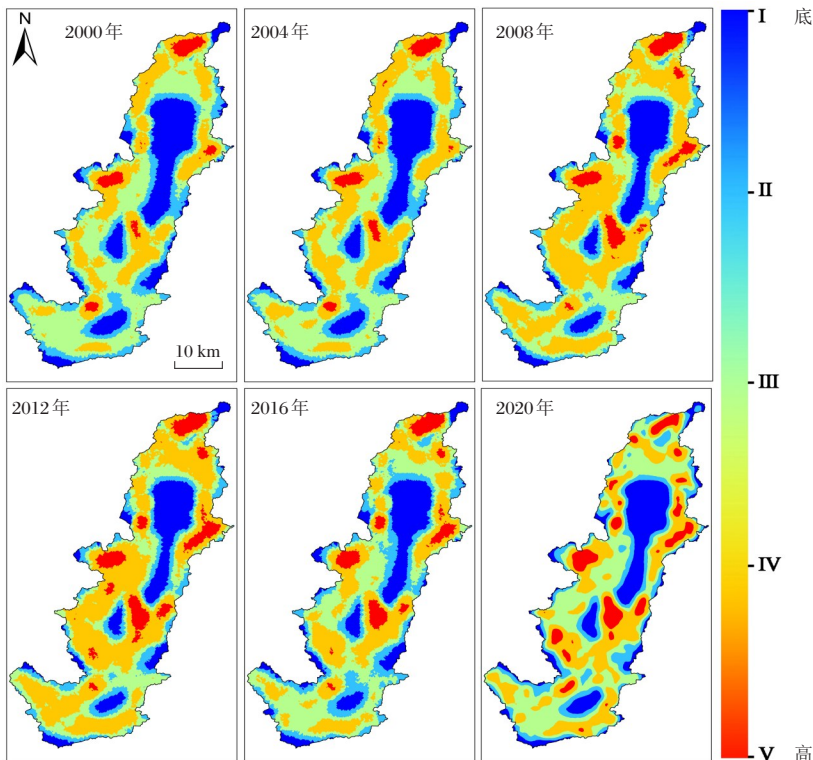


图2 “三湖”流域景观生态风险空间分布

Fig.2 Spatial distribution of the landscape ecological risk in the three lakes basin

的 10 952.73 hm<sup>2</sup>; 中高风险区所占面积自 2000 年 36 182.07 hm<sup>2</sup> 开始逐年增加, 并在 2010 年达到高峰 64 236.06 hm<sup>2</sup> 后又逐渐减少, 减少部分主要向中风险转移; 中风险区域面积变化与之相反, 2010 年达到最低, 仅 33 814.62 hm<sup>2</sup>, 占研究区总面积的 22.49%, 到 2020 年增长到 48 024.27 hm<sup>2</sup>, 占总面积的 31.94%; 中低风险与低风险区域主要分布在湖泊及湖泊周围。

土地利用变化对生态风险大影响较大(张月等, 2016)。根据表 3 可知, 草地主要处于中高风险区且面积在逐渐减少, 由 2000 年的 7 555.86 hm<sup>2</sup> 降至 2020 年的 5 320.44 hm<sup>2</sup>; 人类活动导致耕地普遍处于中风险区和中高风险区, 2000–2012 年, 中高风险区域的面积逐渐增加, 12 年间增加了 15 647.31 hm<sup>2</sup>, 此后逐渐减少并向中风险和低风险区转移; 耕地、林地以及草地景观类型易受到外界影响, 不合理的空间配置导致生态风险较高。

**2.2.2 全局空间自相关** 全局空间自相关 Moran's I 指数可以反映区域空间内相似属性的平均集聚程度(宋瑜等, 2015)。根据图 3 可知 2000–2020 年间各期 Moran's I 指数均大于 0.5, 且通过  $P=0.01$  水平的显著

性检验, 说明生态风险在空间上呈显著正相关。2000–2012 年 Moran's I 指数从 0.522 逐渐上升到 0.536, 2012–2020 年逐渐下降到 0.513, 表明景观生态风险值在空间分布上的依赖性减弱, 空间趋同性降低, 人类活动影响生态风险指数的空间格局, 导致其由聚集向均匀过渡(李琛等, 2022)。各期散点主要分布在“高–高”聚集和“低–低”聚集象限中, 但在第一象限散点差距较大, 表示高风险区域内生态风险值差异较大, 第三象限散点相对聚集, 表明低风险区域内生态风险值差异较小, 低风险区域被其他区域所包围。

**2.2.3 局部空间自相关** 为进一步探讨生态风险在空间上的关联度和集聚特征, 利用 GeoDa 软件计算局部空间自相关莫兰指数, 即以显著水平  $P=0.05$  计算得到 2000–2020 年玉溪市“三湖”流域各期的 LISA 集聚图(图 4)。根据结果可知研究区内“高–高”聚集基本稳定, 主要分布在研究区北部和湖泊附近的高生态风险区域, 该部分主要为林草分布区域, 景观脆弱, 内部稳定性较差, 景观损失度较大。“低–低”聚集的区域分布在生态风险较低的水域部分, 该区域受人类干扰较小, 景观整合度较高, 损失度较低。

表 3 各生态风险等级地类面积分布 hm<sup>2</sup>

Tab.3 Distribution of land types by ecological risk level

| 年份   | ERI 等级 | 草地      | 耕地       | 灌木林地    | 建筑用地    | 林地       | 水体       |
|------|--------|---------|----------|---------|---------|----------|----------|
| 2000 | I      | 459.81  | 1439.28  | 31.32   | 3.6     | 5108.13  | 21550.05 |
|      | II     | 2032.74 | 9750.51  | 169.92  | 193.5   | 9713.34  | 5568.39  |
|      | III    | 5814    | 31690.44 | 463.68  | 1223.64 | 12857.22 | 1361.07  |
|      | IV     | 7555.86 | 15812.64 | 953.01  | 336.15  | 10787.85 | 736.56   |
|      | V      | 940.32  | 1536.48  | 484.29  | 4.5     | 1770.12  | 4.95     |
| 2004 | I      | 333.18  | 1191.42  | 18.09   | 0.81    | 4800.24  | 20163.06 |
|      | II     | 1702.53 | 8450.28  | 131.22  | 206.73  | 8716.32  | 6409.26  |
|      | III    | 4876.02 | 28393.47 | 429.39  | 1292.67 | 12697.83 | 1540.53  |
|      | IV     | 8766.9  | 20067.12 | 1059.75 | 740.79  | 12535.02 | 969.39   |
|      | V      | 1029.69 | 1525.41  | 478.17  | 11.34   | 1801.44  | 15.3     |
| 2008 | I      | 200.88  | 787.05   | 11.43   | –       | 4131.99  | 16799.22 |
|      | II     | 986.67  | 4877.82  | 99.09   | 109.98  | 8500.95  | 7940.07  |
|      | III    | 3171.87 | 17081.1  | 423.63  | 704.79  | 13373.28 | 2863.8   |
|      | IV     | 9032.13 | 29776.95 | 952.74  | 2006.19 | 16744.59 | 1248.48  |
|      | V      | 1708.11 | 2990.79  | 695.61  | 15.21   | 3015.99  | 102.96   |
| 2012 | I      | 165.33  | 756.72   | 19.62   | –       | 3658.86  | 16125.75 |
|      | II     | 740.97  | 3889.8   | 110.34  | 112.77  | 7562.43  | 7618.5   |
|      | III    | 2591.1  | 14752.89 | 455.31  | 664.65  | 12870.54 | 3184.47  |
|      | IV     | 8738.46 | 31459.95 | 1130.85 | 2482.47 | 18241.11 | 1467.27  |
|      | V      | 2339.55 | 4361.58  | 875.52  | 31.14   | 3827.52  | 117.9    |
| 2016 | I      | 236.43  | 1593.72  | 38.7    | 0.54    | 5321.79  | 17133.93 |
|      | II     | 1114.56 | 8892.72  | 243.72  | 283.5   | 10537.02 | 7064.19  |
|      | III    | 3436.83 | 25276.5  | 577.26  | 1663.47 | 14781.69 | 2398.77  |
|      | IV     | 6152.31 | 17684.01 | 952.92  | 1686.69 | 13611.69 | 1043.55  |
|      | V      | 1603.53 | 2986.92  | 839.25  | 13.41   | 3093.3   | 90.45    |
| 2020 | I      | 152.82  | 1180.62  | 31.14   | 0.09    | 4786.65  | 18623.43 |
|      | II     | 645.57  | 5926.86  | 125.73  | 167.13  | 10266.48 | 7099.29  |
|      | III    | 2347.47 | 25793.1  | 451.26  | 1859.04 | 15571.71 | 2001.69  |
|      | IV     | 5320.44 | 19161.9  | 1060.38 | 1955.61 | 14086.71 | 785.52   |
|      | V      | 2700.45 | 3879.18  | 990.9   | 77.76   | 3231.18  | 73.26    |

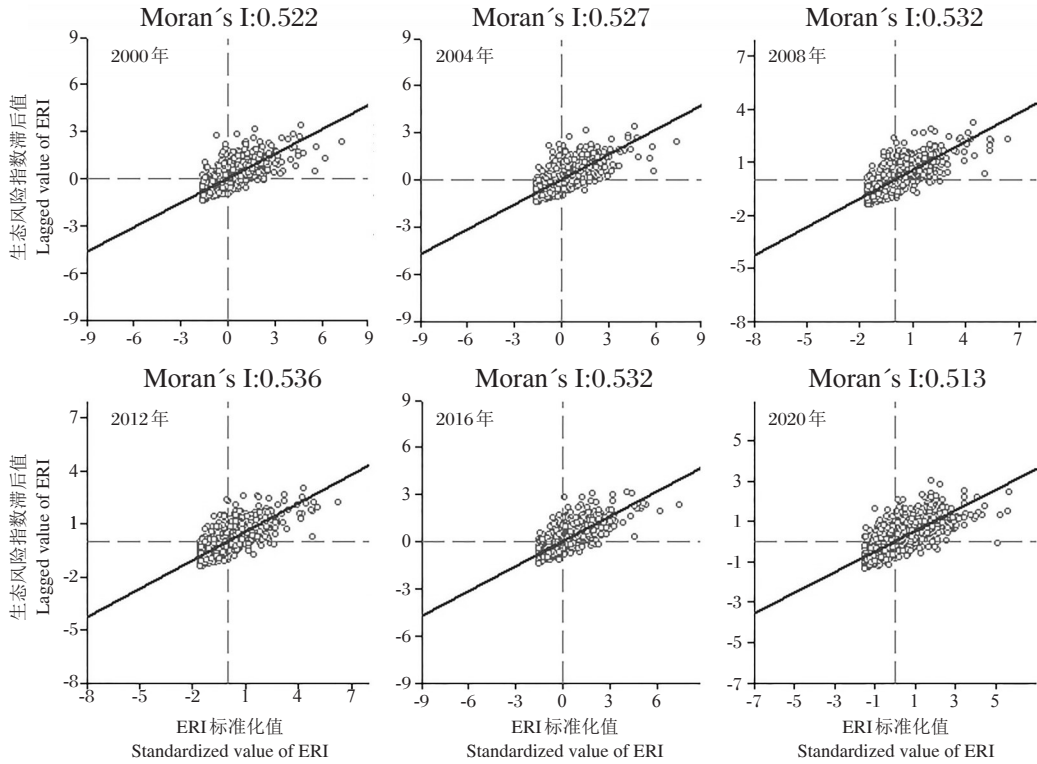


图3 “三湖”流域景观生态风险

Fig.3 Moran scatter plot of landscape ecological risk in the three lakes basin

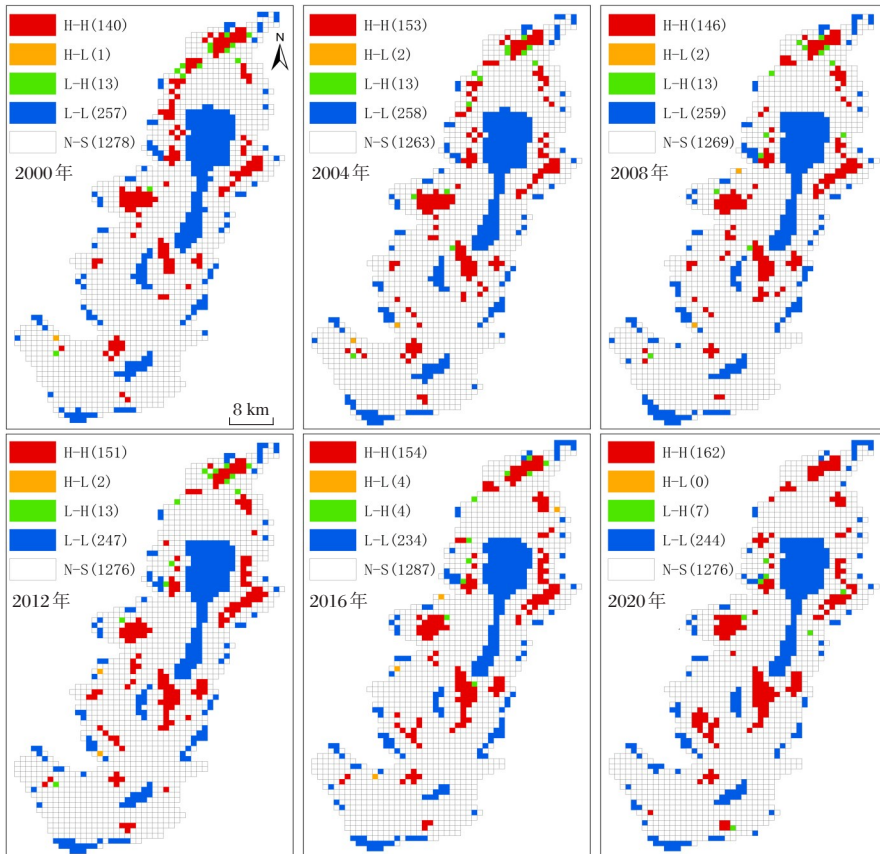


图4 “三湖”流域生态风险局部空间自相关集聚分析

Fig.4 LISA map of local spatial autocorrelation of ecological risks in the three lakes basin

### 2.3 生态风险空间变化方向特征分析

标准差椭圆(Standard deviational ellipse, SDE)能够准确反映出研究对象的空间分布多面性,揭示地理要素特征(谭淼,2020)。本文选择6个时间节点来探究生态风险标准差椭圆分布,以了解研究区生态风险重心变化、空间形态和延展性。由表4可知,研究区内标

准差椭圆面积呈“W”型变化,2012年椭圆面积最大,为115 152.8969  $\text{hm}^2$ ,此后波动下降;x轴呈先增后减、再增再降的锯齿形变化,且在2016年达到最低值10.7078 km;y轴同样也呈锯齿形变化,2012年达到最高值33.0617 km;椭圆的方位角始终稳定在 $20^\circ\sim 25^\circ$ ,即东北-西南方向,最低值与最高值跨度约 $5^\circ$ ,偏转幅度较小。

表4 标准差椭圆系数

Tab.4 Elliptic coefficients of the standard deviation

| 年份   | 重心x坐标    | 重心y坐标   | x轴/km   | y轴/km   | 面积/ $\text{km}^2$ | 旋转角/ $^\circ$ |
|------|----------|---------|---------|---------|-------------------|---------------|
| 2000 | 102.8325 | 24.4317 | 10.7775 | 31.5219 | 106709.5736       | 25.1067       |
| 2004 | 102.8262 | 24.4390 | 10.8324 | 32.7771 | 111522.8843       | 22.2113       |
| 2008 | 102.8356 | 24.4296 | 10.7784 | 31.3829 | 106248.1246       | 22.6166       |
| 2012 | 102.8257 | 24.4395 | 11.0887 | 33.0617 | 115152.8969       | 24.2232       |
| 2016 | 102.8320 | 24.4439 | 10.7078 | 31.9245 | 107373.0677       | 21.3832       |
| 2020 | 102.8162 | 24.4272 | 10.7181 | 31.0858 | 104653.9149       | 20.2208       |

以10年为跨度区间,选取2000、2010、2020年标准差椭圆及其重心位置进行空间分布上的分析,根据图5可知各个时期的生态风险重心均在江城镇内发生偏移,2000–2010年间重心向东北偏移,经度由东经 $102^\circ 49' 57.177''$ 变为东经 $102^\circ 50' 8.248''$ ,纬度由北纬 $24^\circ 25' 54.136''$ 变为北纬 $24^\circ 26' 27.544''$ ,2010–2020年间生态风险重心向西南移动,各研究期的重心分别落在中风险区、中高风险区、中高风险区,由此可见,流域重心的转移在一定程度上反映了中高风险的变化趋势。

### 3 讨论

“三湖”流域作为玉溪市社会、经济、文化发展的重要基础,在当前生态文明建设的前提下,探究其生态风险很有必要。由于人类活动干扰,研究区内各景观斑块交错分布,林地、灌木林地分离度较高、破碎化严重,不同景观之间的相互作用受阻,20年间景观生态风险指数呈小幅度增长,生态建设和保护有待加强。中高风险和高风险区域应注重林地、草地的保护,防止生态环境恶化,继续实施天然林保护、退耕还林还草,开展水土流失与石漠化的综合治理,恢复受损区域景观覆被完整性;中风险、中低风险以及低风险区域则应加强林草地与各类景观的有机联系,建设生态环境,严控开发强度,发展特色生态农业,降低生态风险,统筹推进“三湖”流域“山水林田湖草”系统治理。

从标准差椭圆及生态风险重心的转变来看,“三湖”流域生态风险呈东向西扩展,研究区内主要走向仍为东北–西南,这主要是因为湖泊的地理位置和周围城镇沿湖分布。研究区应加快推进退田、退塘、还湖、还水、还湿地及生态湿地建设,流域内湖周边地区应合理规划绿化,完善污水处理系统(钟欣呈和许泉立,2021),

本文以景观格局指数为指标,研究流域生态风险,为玉溪市“三湖”流域资源开发和社会经济活动提供预警。但研究仍有一定的局限性,未来将结合经济等政策,探讨最优尺度下的景观生态风险,强化对区域生态风险的解释。

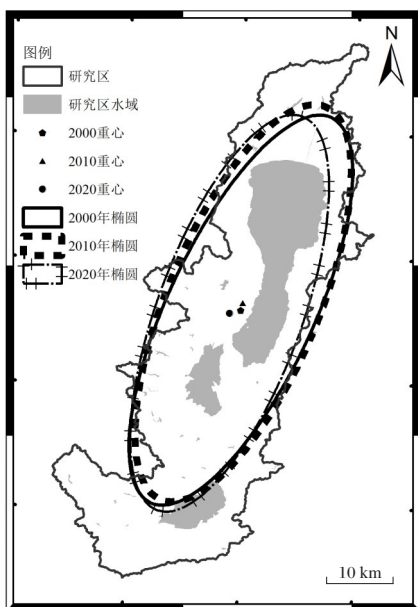


图5 生态风险标准差椭圆分布及重心偏移

Fig.5 Ellipse distribution of the standard deviation of the ecological risk and the shift of gravity center

## 参考文献

- 陈丁楷,石龙宇,2021.基于土地利用变化的雄安新区景观生态风险评价与预测[J].生态经济,37(11):224-229.
- 陈毛华,高鹏,刘明广,等,2017.基于GS+的阜阳市城郊菜地重金属空间分布研究[J].干旱区资源与环境,(8):148-152.
- 陈心怡,谢跟踪,张金萍,2021.海口市海岸带近30年土地利用变化的景观生态风险评价[J].生态学报,41(3):975-986.
- 何莎莎,李欣,何春龙,等,2019.基于土地利用变化的扬州市广陵区景观生态风险评价[J].南京师大学报(自然科学版),42(1):139-148.
- 黄木易,何翔,2016.近20年来巢湖流域景观生态风险评估与时空演化机制[J].湖泊科学,28(4):785-793.
- 李琛,高彬斌,吴映梅,等,2022.基于PLUS模型的山区城镇景观生态风险动态模拟[J].浙江农林大学学报,39(1):84-94.
- 刘焱序,王仰麟,彭建,等,2015.基于生态适应性循环三维框架的城市景观生态风险评价[J].地理学报,70(7):1052-1067.
- 吕建树,张祖陆,刘洋,等,2012.日照市土壤重金属来源解析及环境风险评价[J].地理学报,67(7):971-984.
- 彭建,党威雄,刘焱序,等,2015.景观生态风险评价研究进展与展望[J].地理学报,70(4):664-677.
- 彭文君,舒英格,2018.喀斯特山区县域耕地景观生态安全及演变过程[J].生态学报,38(3):852-865.
- 宋瑜,刘婷,唐尧,等,2015.快速城市化进程中我国城市空间形态演化特征分析[J].生态科学,34(3):122-126.
- 谭淼,2020.基于多源遥感数据三峡库区重庆段建成区扩张及其植被NPP影响研究[D].重庆:重庆工商大学:47.
- 田义超,黄鹤,张强,等,2021.基于蜂巢格网的北部湾典型海岛景观生态风险空间异质性研究[J].海洋环境科学,40(4):527-534,541.
- 王玲,2018.基于土地利用变化的上海市生态风险评价[J].农业科学研究,39(1):10-16.
- 吴献花,胡小贞,李平,等,2009.玉溪“三湖”污染状况和控制策略[J].玉溪师范学院学报,25(12):1-5.
- 叶长盛,冯艳芬,2013.基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价[J].农业工程学报,29(19):224-232.
- 岳启发,赵筱青,李思楠,等,2021.“一带一路”背景下博多河流域景观格局变化及生态风险评价研究[J].世界地理研究,30(4):839-850.
- 曾建军,邹明亮,郭建军,等,2017.生态风险评价研究进展综述[J].环境监测管理和技术,29(1):1-5,10.
- 张月,张飞,王娟,等,2016.基于LUCC的艾比湖区域生态风险评价及预测研究[J].中国环境科学,36(11):3465-3474.
- 赵越,罗志军,李雅婷,等,2019.赣江上游流域景观生态风险的时空分异——从生产-生活-生态空间的视角[J].生态学报,39(13):4676-4686.
- 钟欣呈,许泉立,2021.基于RSEI模型的玉溪市生态环境变化监测与评价[J].水土保持研究,28(4):350-357.
- 左妍,周勇,李晴,等,2022.鄂西南地区土地利用格局时空变化及轨迹特征分析[J].水土保持学报,36(1):161-169.
- Chen Y, Jiang X, Wang Y, et al, 2018. Spatial characteristics of heavy metal pollution and the potential ecological risk of a typical mining area: A case study in China[J]. Process Safety and Environmental Protection, 113: 204-219.
- Corsi I, Bergami E, Grassi G, 2020. Behavior and bio-interactions of anthropogenic particles in marine environment for a more realistic ecological risk assessment[J]. Frontiers in Environmental Science, 8: 60.
- Landis W G, 2003. Twenty years before and hence; ecological risk assessment at multiple scales with multiple stressors and multiple endpoints[J]. 1317-1326.
- Van de Beek C Z, Leijnse H, Torfs P, et al, 2011. Climatology of daily rainfall semi-variance in The Netherlands[J]. Hydrology and Earth System Sciences, 15(1): 171-183.
- Wallack R N, Hope B K, 2002. Quantitative consideration of ecosystem characteristics in an ecological risk assessment: A case study[J]. Human and Ecological Risk Assessment, 8(7): 1805-1814.
- Yang J, Huang X, 2021. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 13(8): 3907-3925.

(责任编辑 郑金秀)



## Ecological Risk Evolution of Three Lakes in Yuxi City Based on Landscape Pattern

SUN Yong-qi<sup>1,2</sup>, LI Yue-han<sup>1,2</sup>, LI Qiang-jun<sup>3</sup>, CHEN Yong-zhi<sup>3</sup>,  
LIU Shi-xin<sup>2,4</sup>, LI Yan-long<sup>3</sup>, LI Jian-hua<sup>1,2</sup>

- (1. College of Water Conservancy, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, P.R. China;
2. Engineering Research Center of Land and Resources Science and Technology, Kunming 650201, P.R. China;
3. Yunnan Geology and Mineral Survey Institute Co. LTD, Kunming 650218, P.R. China;
4. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, P.R. China)

**Abstract:** The three lakes including the Fuxian, Xingyun and Qilu Lakes in Yuxi City, comprise the unique plateau lake group of Yunnan Province, and the unique geographical and resource advantages of the three lakes make it an important foundation for the socio-economic development of Yuxi City. In this study, the three lakes basin was selected as case study, and we explored the ecological risk evolution over 20 years in the study area. The land use data of the Three Lakes basin during 2000–2020 were used for the study, and the investigated area consisted of six land use types, including farmland, forest, shrub land, grass land, water area and building land. An ecological risk model was established based on the landscape pattern index, and the spatial autocorrelation analysis, geostatistical analysis, and centre-of-gravity shift were used to investigate the characteristics of landscape pattern changes and reveal the ecological risk evolution in the study area. Results show that: (1) The separation degree of building land due to social development and human activities presented a linear decreasing trend during the study period, while the fragmentation degree of grassland showed an upward trend over the 20 years, from 0.55 in 2000 to 0.93 in 2020. (2) The ecological risk pattern showed a significant positive correlation in space, with decreased Moran's I index from 0.522 in 2000 to 0.513 in 2022, indicating that the spatial distribution of ecological risk values in the study area was less dependent and the spatial convergence was gradually reduced. (3) The ecological risk in the study area increased first and then decreased over the years and the center of gravity of the ecological risk pattern shifted to the southwest, and the high-risk areas were primarily distributed in the forest and grassland zone and the area around the lake in the north of the study area, and the high-risk areas increased by 6 212.07 hm<sup>2</sup> in 20 years. Our study will provide support for the decision making of resource development and ecological safety protection in the basin.

**Key words:** ecological risk; landscape pattern indices; standard deviation ellipse; space autocorrelation; geostatistics; Yuxi City