近 30 年长江下游升金湖湿地不同季节景观生态风险时空分析*

朱娴飞¹, 陆雨婷¹, 吴鹏海^{1,2,3**}, 马晓双^{1,2}, 周立志^{1,2}

(1: 安徽大学资源与环境工程学院, 合肥 230601)

(2: 湿地生态保护与修复安徽省重点实验室(安徽大学), 合肥 230601)

(3: 安徽大学物质科学与信息技术研究院, 合肥 230601)

摘要: 以安徽省升金湖湿地为研究对象, 使用 1989 年、1996 年、2003 年、2010 年和 2017 年四季 Landsat 系列遥感数据, 构建景观生态风险评价模型, 计算不同季节景观生态风险指数, 分析风险空间分布及其变化特征, 并使用 Pearson 相关系数分析季节间、季节与年度间景观生态风险相关性。结果显示: (1) 不同季节景观生态风险指数有显著差异, 生态风险从高到低依次为夏季、冬季、秋季和春季, 夏、冬季风险指数平均高出春、秋季 37.03%。(2) 1989—2017 年升金湖湿地景观生态风险指数明显增加, 湖区内泥滩、草滩等重要景观类型极易受人类活动影响, 逐渐由中风险、较高风险区转变成较高风险、高风险区, 且人造表面与草滩面积与较高风险和高风险区面积呈现出一定的协同变化特征。总体上, 升金湖湿地以较低景观生态风险和中景观生态风险为主, 较高景观生态风险与高景观生态风险主要位于上、下湖区。(3) 季节间景观生态风险相关性最高的为秋季与冬季; 年度生态风险与冬季生态风险高度相关。因此, 近 30 年升金湖不同季节湿地景观生态风险时空演变趋势体现了该湿地景观格局变化对景观生态系统干扰的压力响应, 且秋季与冬季湖区湿地需引起高度重视。

关键词: 湿地; 景观生态风险; 季节; 升金湖; 土地利用

Spatial-temporal analysis of landscape ecological risk in different seasons during the past 30 years in Lake Shengjin wetland, lower reaches of the Yangtze River*

ZHU Xianfei¹, LU Yuting¹, WU Penghai^{1,2,3**}, MA Xiaoshuang^{1,2} & ZHOU Lizhi^{1,2}

(1: School of Resources and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, P.R.China)

(2: Key Laboratory of Ecological Protection and Restoration of Wetland in Anhui Province, Anhui University, Hefei 230601, P.R.China)

(3: Institute of Physical Science and Information Technology, Anhui University, Hefei 230601, P.R.China)

Abstract: Based on the Landsat series of remote sensing data of Lake Shengjin wetland in 1989, 1996, 2003, 2010 and 2017, the ecological risk assessment model was built, the ecological risk index of different seasons was calculated, and the spatial distribution of ecological risk and its variation characteristics were analyzed. Meanwhile, the Pearson correlation coefficient was used to analyze the ecological risk correlation between seasons, seasons and years. The results showed that: (1) there were significant differences in ecological risk index in different seasons. The ecological risk from high to low was summer, winter, autumn and spring. The summer and winter risk index was 37.03% higher than that in spring and autumn. (2) In 1989–2017, the ecological risk index of Lake Shengjin wetland increased significantly. The important landscape types such as mudflats and grasslands in the lake area were highly susceptible to human activities and climate change, and gradually changed from medium-risk and high-risk areas to high risk, high-risk area. And the artificial surface and grassland area and the area of higher risk and high area show characteristics of certain synergistic change. In general, the Lake Shengjin Reserve is dominated by lower landscape ecological risks and medium landscape ecological risks. Partly higher landscape ecological risks and high landscape ecological risks are mainly located in the upper and lower lake areas. (3) The high correlation of ecological risks occurred between autumn and winter; the annual ecological

* 2019-07-25 收稿; 2019-11-07 收修改稿。

国家自然科学基金项目(31970500, 41501376)资助。

** 通信作者; E-mail: wuph@ahu.edu.cn.

risk is highly correlated with winter ecological risk. Therefore, the spatial-temporal evolution trend of the ecological risk in different seasons during the last 30 years reflects the response of the landscape pattern change to the landscape ecosystem disturbance, and the autumn and winter lakes wetlands need to be highly valued.

Keywords: Wetland; landscape ecological risk; seasons; Lake Shengjin; land use

湿地作为与森林、海洋并称的全球三大生态系统之一^[1],具有保持水源、净化水质、蓄洪防旱、调节气候和维护生物多样性等重要生态功能^[2].但随着城市化进程加快和人口扩张,湿地不断被侵占开发,湿地环境受到严重的人为干扰,造成水质下降、水资源减少、生物多样性降低,给人类社会和生态环境带来严重的负面影响^[3-4].湿地生态风险评价作为现阶段湿地管理与保护和相关决策制定的重要依据,引起了国内外学者的高度重视,已成为当前湿地生态系统综合评估的关键问题和宏观生态学的热点研究方向之一^[5].

景观生态风险指自然或人为因素影响下景观格局与生态过程相互作用可能产生的不利后果,而景观生态风险评价作为生态风险评价在区域尺度的重要分支,是以景观类型及格局作为评价受体,对生态风险的分布和演化过程进行定量分析^[6].土地直接受人类活动影响,人类对土地的利用已经改变了大量自然生态系统的空间,对自然生态系统的功能和结构产生不利作用^[7],进而对生态过程产生影响.土地利用方式与格局变化与景观生态风险的时空分布紧密关联,目前,以土地利用/覆盖变化为诱因的景观生态风险评价是该领域的研究热点,已在湿地生态风险评价中得到一定应用.如高宾等^[8]利用3期 Landsat 遥感数据,基于景观结构和土地利用信息构建生态风险指数,并结合 GIS 和地统计学等对锦州湾沿海经济开发区进行景观生态风险分析;刘春燕艳等^[9]使用 Landsat 遥感数据并结合 GIS、RS 技术及网络分析法和地理探测器法,通过利用景观指数构建景观生态风险模型,分析 1976—2013 年三江平原湿地景观生态风险时空动态变化规律及其驱动力.上述针对湿地的景观生态风险研究大多以人类活动频繁的沿海湿地和平原湿地为主,随着长江流域的大力开发,流域湿地生态系统受到越来越大的外界胁迫,对流域湿地景观生态风险的研究也越来越得到重视^[10-11].

作为长江中下游的国际湿地,升金湖湿地由于自然过程、围湖造田、开发养殖等原因导致湿地景观发生变化,生态系统面临着严重威胁^[12].为了合理开发保护和利用湿地资源,已有学者开展了升金湖湿地生态风险评估的前期研究.例如,李鑫等^[13]基于 1986 年、2002 年和 2011 年 3 期遥感数据,对升金湖湿地土地利用生态风险进行评价,得到 1986—2011 年保护区土地利用生态风险不断上升,生态风险面积不断扩大等重要结论;Zhang 等^[14]顾及景观指数的尺度差异,分析了不同尺度景观指数对升金湖湿地生态风险评估的影响.然而,由于升金湖湿地特殊的地理位置,湖内水域与长江水体相通,且其有明显的丰水期和枯水期变化^[15],不同季节湖内泥滩、草滩等湿地重要景观类型会发生明显改变,年内一期影像只能反映某个季节的生态风险情况,难以代表其他季节的生态风险.因此,有必要进一步对不同季节升金湖湿地景观生态风险进行评估.但由于遥感传感器故障和云覆盖等影响,往往难以获得一年不同季节升金湖湿地的合适数据,从而制约后续景观生态风险评估.

本研究以升金湖湿地为研究区域,利用数据重建技术获取(1989 年、1996 年、2003 年、2010 年和 2017 年)不同季节的遥感数据并解译生成对应土地利用类型图.结合各土地利用类型面积百分比与景观指数构建生态风险评价模型,实现升金湖湿地景观在不同季节间长时序的生态风险评估.通过分析不同季节景观时空变化特征和相关性,可为今后升金湖湿地分季节管理和保护乃至长江保护工作提供参考与借鉴.

1 研究区概况与数据处理

1.1 研究区概况

升金湖自然保护区(30°15′~30°30′N, 116°55′~177°15′E;图 1)位于安徽省池州市东至县境内,处于长江中下游南岸,保护区总面积为 333 km²,中心湖面积为 133 km².升金湖属北亚热带季风气候,春暖秋凉,夏热冬寒,四季分明.雨季为 7—8 月,雨量充沛,湖内水位达到最高;10—12 月水位下降,露出泥滩和草滩,为候鸟越冬做准备^[16].但随着社会经济发展,人类活动加剧,升金湖湿地景观发生改变,给湿地生态环境与候鸟迁徙造成一定影响.

图 1 研究区域地理位置

Fig.1 Geographical location of the study area

1.2 数据来源与处理

根据升金湖冬夏季天长、春秋季节天短的季节特性^[17],将四季划分为:春季 3—4 月;夏季 5—8 月;秋季 9—10 月;冬季 11—2 月. 由于数据重建适宜处理少量云或条带问题^[18],1996 年夏季数据由于云量太大而无法获得. 因此,本文选取 1989 年、1996 年、2003 年、2010 年和 2017 年 4 个季节共 19 景 Landsat TM/ETM+/OLI 遥感数据,具体下载地址为 <https://earthexplorer.usgs.gov/> 和 <http://www.gscloud.cn/>,不同时间获取的数据如表 1 所示. 所用 DEM 数据空间分辨率为 30 m,来自 <http://www.gscloud.cn/>.

表 1 遥感数据

Tab.1 Remote sensing data

年份	春季 (3—4 月)	夏季 (5—8 月)	秋季 (9—10 月)	冬季 (11—2 月)
1989	3 月	7 月	10 月 *	11 月
1996	4 月 *	缺失	10 月	12 月
2003	3 月 *	7 月 #	10 月	12 月 #
2010	3 月 #	8 月 **	10 月 #	12 月 #
2017	3 月 #	7 月	10 月 #	12 月

* 为去云影像,#为去条带影像,**为去条带和去云影像.

利用遥感影像处理软件对 19 景 Landsat 数据进行大气校正、几何校正和裁剪等预处理. 针对遥感影像中出现的条带 (ETM+数据) 和少量云遮挡问题,使用遥感空值重建技术进行重建处理,得到空间连续的遥感影像^[18]. 本文采用支持向量机分类法对研究区域土地利用信息进行解译,参照全国土地利用分类体系^[19],将本研究区域的土地利用类型划分为林地、水域、耕地、人造表面、泥滩和草滩 6 类 (图 2). 对解译结果进行 Kappa 系数精度验证,其值整体达到 83% 以上. 结合野外实测验证,精度均达到 80% 以上,满足本研究要求. 最后使用 Fragstat 软件获取相关景观指数^[20].

2 研究方法

2.1 景观生态风险评价单元的采集

为了优化评价效果,基于景观的生态风险评价需要合理选择评价单元. 在充分考虑景观空间异质性、斑

图 2 1989—2017 年升金湖湿地土地利用分类

Fig.2 Land use classification of Lake Shengjin wetland from 1989 to 2017

块大小和湿地面积的基础上,本研究按照升金湖流域景观斑块平均面积的 2~5 倍使用 ArcGIS 对研究区域均匀布网采样,将研究区域均匀划分为 442 个 1 km×1 km 的生态风险评价单元^[21]. 分别计算每个生态风险评价单元的生态风险指数值.

2.2 景观生态风险模型构建与风险分级

景观生态风险的大小取决于研究区域生态系统所受外部干扰的强弱和内部抵抗力的大小,不同景观类型在抵抗外部干扰和维护生态系统内部结构和功能等方面的作用都有所差异,景观所受的干扰度越大,则景观的脆弱性越突出,抵抗外界干扰能力和自我恢复能力越弱,其生态风险也就越大。为探讨升金湖湿地景观格局与生态风险的关系,通过景观与生态环境之间的定量分析研究来揭示二者之间的相互关系。本文借鉴前人的研究成果^[22],在各生态风险评价单元内利用不同土地利用类型的面积比例与各湿地景观类型的景观干扰度指数和景观脆弱度指数构建土地利用生态风险评价模型,分析景观生态风险的时空分布和动态变化。各生态风险评价单元的生态风险指数公式为:

$$ERI = \sum_{i=1}^N \frac{A_{ki}}{A_k} f(D_i, V_i) \quad (1)$$

式中, ERI 为生态风险指数; N 为景观组分类型的数量(林地、水域、耕地、人造表面、泥滩和草滩 6 类); k 为研究区域划分的风险单元数量,且 $k \in [1 \sim 442]$; A_{ki} 为第 k 风险评价单元 i 类景观组分的面积, A_k 为第 k 个风险评价单元总面积; D_i 为景观干扰指数; V_i 为脆弱度指数。

景观干扰度指数 D_i 是对由不同景观所代表的生态系统受到干扰的程度的反映^[23],描述了湿地景观受外部干扰的程度,选择景观破碎度、景观分离度和景观分维数来定量分析湿地受干扰程度^[22],函数为:

$$D_i = f_d(C_i, N_i, F_i) \quad (2)$$

式中, f_d 为一次线性函数, C 、 N 和 F 分别为景观破碎度、景观分离度和景观分维数; 3 个指数的权重和为 1, 根据相关研究^[22]并结合升金湖实际情况,分别赋值 0.5、0.3 和 0.2; 3 个指数的生态学意义及计算方法参考文献^[23]。

景观脆弱度指数 V_i 表示不同生态系统的易损性,生态系统的易损性与其在景观自然演替过程中所处的阶段有关^[24]。结合参考文献^[25]与升金湖实际情况,对不同土地利用类型的易损性进行赋值,分别为:泥滩 6、草滩 5、水域 4、林地 3、耕地 2、人造表面 1,归一化处理得到各自的脆弱度指数。

根据湿地景观生态风险评价模型得到风险小区风险值 ERI ,再使用 ArcGIS 将每个风险小区 ERI 赋为每个小区中心点属性值,利用克里金插值法获得湿地生态风险空间分布图^[26]。根据插值数据和数据分布密度情况,取 19 景风险指数插值数据在某一区间自然断点结果的平均值作为该区间统一的断点值,并根据断点结果将风险值分为 5 个风险等级:高(0.3616~1)、较高(0.2139~0.3616)、中(0.1349~0.2139)、较低(0.0540~0.1349)和低风险(0~0.0540)^[27]。

2.3 高程划分

根据 30 m 分辨率 DEM 数据,并结合升金湖湿地高程分布情况,将研究区划分为 5 个高程带:0~20 m、20~40 m、40~60 m、60~80 m 和 >80 m。

2.4 景观生态风险相关性分析

相关性分析是对两个或多个具备相关性的变量元素进行分析,从而衡量两个变量因素的相关密切程度。升金湖湿地具有明显的季节性特征,一年中不同时期气候变化会产生相互影响,使得不同季节景观生态风险发生变化。通过季节相关性分析,可以确定不同季节间景观生态风险是否存在显著相关的关系,更好地反映季节性湿地景观生态风险等级及其分布的变化特征。本文利用 Pearson 相关系数^[28]建立季节与季节间的景观生态风险相关关系,对景观生态风险进行季节相关性分析。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化分析

升金湖保护区 1989—2017 年主要地类为林地、水域和耕地,而人造表面、泥滩和草滩所占面积较少(图 3)。1989—2017 年,水域与耕地面积波动较大,耕地与林地面积呈现明显的此消彼长态势。其中,1989—2003 年林地面积呈现上升趋势,而耕地面积呈下降趋势,2003 年林地面积明显增加,这与 21 世纪初,国家推行的“退耕还林”政策密切相关。但是于 2010 年春季开始,沙山部分山体挖空,形成裸露地表,于秋季长出部分绿植,2017 年林地继续大面积丧失,最明显的为金山圩与沙山区域,大块山体挖空,形成裸露表面(图 1,图 2)。

随着村镇发展和人类活动加强,人造表面呈现明显增长趋势. 但整体而言,林地与人造表面季节敏感性较低,四季变化幅度小,而耕地、水域、泥滩和草滩等地类的季节敏感性较高,随着季节变化地类面积有明显的增减波动. 其中,夏季水域面积明显上升,秋、冬季水位逐渐下降,1989—2017年,泥滩面积迅速增长,且在冬季达到全年最高值,而草滩面积逐年减少,在秋季处于较高值状态. 根据水域与泥滩、草滩的年变化曲线可知,三者面积增减状况密切相关. 湖区地类变化主要原因在于湖区被开发用于水产养殖,鱼蟹大量取食湖内水草,湖区内人类活动加剧,对湖区湿地环境造成严重破坏,使得草滩面积急剧减少,且湖区周边耕地分布密集,长期的农业发展使得水土流失逐渐加重,造成湖内泥滩淤积. 土地利用方式的改变使升金湖保护区天然林地大面积丧失,湿地系统自然调节能力减弱,水土流失、湿地草滩退化等众多生态问题逐渐恶化,使湿地保护区的生态风险水平不断上升.

图 3 1989—2017 年升金湖湿地不同季节土地利用变化

Fig.3 Land use change of Lake Shengjin wetland in different seasons from 1989 to 2017

3.2 四季湿地景观生态风险时空变化分析

从时间序列上分析,1989—2017年升金湖湿地景观生态风险呈现先上升后下降的趋势(图4). 1989—1996年升金湖保护区自然景观完整度高,受人类干扰范围较小,生态系统较为稳定,四季均处于较低风险状态,仅于秋季的上湖或下湖区域出现小块高风险区;2003年人造表面迅速增加,人类活动强度增强,其中夏季上湖区水位较低,湖内水草露出水面,使整体景观严重破碎化,生态系统脆弱性上升,使得夏季生态风险指数急速上升,空间分布发生较大变化,高风险区面积达到 49.59 km^2 ,为整个研究时段高风险区面积最高值. 冬季水位持续下降,泥滩大面积露出水面,与草滩交错分布,景观斑块化严重,使得景观生态风险升高. 2010年夏季高风险区面积较2003年有所减小,但四季皆有高风险区,且春、冬季高风险区风险面积上升,其中夏季意外的高风险区面积较小是由于该时期湖区水位较高,泥滩、草滩几乎全部淹没,整个升金湖景观完整性高,生态系统受干扰程度较低,整体呈现低风险状态. 至2017年,村镇发展趋于平稳,并拆除养鱼围网,降低了下湖区域的人为干扰,整体风险降低,但值得注意的是由于上湖区域大面积湿地草滩的进一步退化丧失,水土流失状况加重,使该区域每季皆有较广面积的高风险区,其中面积最大的为夏季. 根据四季风险状况,总体来说2003—2017年春、秋季风险比夏、冬季整体偏低,高风险区主要出现在夏季和冬季,其中冬季中风险以上风险区面积最大.

从空间分布上分析,1989—1996年升金湖保护区以中风险与较高风险为主,仅在秋季上湖与下湖分别有小块高风险区(图4),其中1989年春季与冬季在中湖东南水域出现较高风险区,原因在于此区域湖内水草繁盛,在该研究时段,渔民大规模捞取水草外销,导致生态损失增强,风险上升. 2003年夏季高风险区以从中心向四周延伸的方式迅速扩散,高风险区主要位于上湖、下湖和沙山附近,联合区域首次出现高风险,而唐家咀周边村镇聚集区域也出现中风险,其中,较高、高风险区面积占保护区总面积的45.65%,冬季上湖和

下湖区域泥滩、草滩面积均减少,且分布较为斑块化,抗干扰能力弱,形成大面积较高、高风险区. 2010 年春季高风险区位于上湖区域,冬季高风险区分布于上湖与七星墩区域,且两季高风险区皆由上湖向杨峨头方向延伸. 2017 年加强湿地管理后,整体景观破碎化程度降低,抗干扰能力增强,高风险区面积降低,但在上湖区域呈现集中分布,夏季高风险区面积最大,秋、冬季节面积缩小,不同季节高风险区均位于上湖并靠近张溪镇方向,主要由于上湖草滩进一步丧失,金山圩山体林地大面积挖空,加剧该区域景观破碎化程度,生态

图 4 1989—2017 年不同季节升金湖湿地景观生态风险分布

Fig.4 Landscape ecological risk distribution of Lake Shengjin wetland in different seasons from 1989 to 2017

系统自我调节能力减弱,且张溪镇周边村镇分布密集,靠近东至县城区,受人为干扰强度大,整体生态风险偏高。总体来说,升金湖 1989—2017 年季节生态风险面积整体呈上升趋势,且高风险区主要分布于上下湖区与七星墩附近,另外,2003—2017 年沙山与神头山区域一年中大部分时间皆处于中、较高风险状态,甚至在 2010 年出现高风险区,因此该区域自 2003 年后一直承受着较强的人为干扰。上下湖区是湿地草滩的主要分布区域,1989—2017 年,随着湿地草滩的逐渐退化甚至丧失,生态景观破碎化加剧,生物多样性降低,生态系统的自我调节能力减弱,使上下湖区风险程度不断提高,从高风险区的单季节分布演变为高风险区的全年分布。因此,应该重视湿地草滩保护,维持生物多样性,增强生态系统的自我调节能力。

为了便于分析土地利用变化对景观生态风险的影响,本文对升金湖不同季节土地利用变化情形下各等级风险面积进行统计(图 5)。结果显示,随着人造表面面积的增加和草滩面积的减少,较高风险和高风险区面积均呈现较为明显的上升趋势,而较低风险和低风险区面积呈现明显下降趋势。由图 5 可直观看出,部分较低风险区、中风险区风险水平升至中、较高和高风险。1989—2017 年,人造表面面积由 5.58 km² 增加至 15.63 km²,草滩面积由 32.35 km² 减少至 10.57 km²,高风险与较高风险区面积由 10.15 km² 增加至 17.7 km²。这表明人造表面增加,人类活跃范围扩大,对自然生态系统的干扰增强,破坏了生态系统的自稳定性,抵御不确定性的事故和灾害的能力降低,整体脆弱性升高。湿地草滩部分大面积退化,降低了湿地生态系统的服务功能和景观完整性,使得上下湖区生态风险不断上升。因此湿地景观中人造表面与自然草滩的土地利用变化对湿地生态系统的影响不可忽视,需重点关注。

图 5 1989—2017 年不同季节升金湖湿地风险区面积变化

Fig.5 Changes in the area of the four-year risk zone of Lake Shengjin wetland in different seasons from 1989 to 2017

为了进一步体现土地利用类型和格局变化对景观生态风险分布的影响,将土地利用变化图与景观生态风险图进行叠加分析,以地类为单位制作小图,每个小图中仅保留某一种地类及该地类下的景观风险分布情况,从而可以清晰地看出不同地类下的景观风险状况(详见附录 I)。结果显示,升金湖湿地主要土地利用类型为水域、林地和耕地,人造表面、泥滩和草滩所占比例较少。人造表面占比较低,对整体景观格局变化的影响较小。泥滩与草滩主要分布于上下湖区,紧靠水域,其空间分布情况极易受到水域影响^[29],景观脆弱度高。因此,高风险区主要位于泥滩和草滩集中分布的上下湖区,而水域、林地和耕地区域风险等级较低。由 1989—2017 年 4 个季节的地类、景观风险数据可知,1989—1996 年,林地、人造表面与耕地四季分布格局变化不大,草滩和泥滩的主要分布季节为春季、秋季和冬季,而夏季较少,尤其是泥滩,在夏季涨水时期被淹没,随着湖水下降,再逐渐露出水面。各地类变化较为符合湿地自然规律,无明显干扰性波动,整个研究区域呈现出较低的风险状态。2003 年夏季,上下湖区景观生态风险急剧上升。结合四季土地利用变化(图 2)分析,2003 年春季水位过高,淹没了泥滩和大量草滩,夏季水位急速下降,使得草滩、泥滩大面积露出水面,自

下湖延伸至神头山、沙山附近水域的景观破碎度迅速上升,连通性减弱,景观损失度升高,在上湖区及神头山、沙山区域形成大面积的高风险区。2010—2017 年,升金湖四季皆有高风险区。其中,2010 年春季由于水位过低,上湖区泥滩与草滩大面积暴露,多种景观类型夹杂分布,景观破碎度高,形成大面积的高风险区。而夏季水位迅速上升,且秋季水位持续处于高位,使得秋季该暴露的泥滩和草滩仍保持淹没状态,在上湖区域形成高风险区。2017 年整体水位较低,泥滩面积大大增加,而草滩面积较少。四季上湖区皆呈现出较明显的泥滩、草滩、水域和耕地混合分布的情况,形成长期性的高风险区。其中,夏季由于水位过低,草滩、泥滩过多地露出水面,区域整体景观破碎度较高,易损性大,形成全年最高风险区。综上所述,各土地利用类型分布交界处相较于单一地类集中分布区更容易引发高风险,且景观格局变化越活跃的区域其景观生态风险越高,需重点关注。

3.3 年度景观生态风险分布

根据四季湿地景观生态风险变化分析可知,不同季节生态风险分布具明显差异,计算年度生态风险时不同季节所占权重不同,本文使用季节所占全年月份比例为权重求取年度风险指数,具体公式为:

$$E_{\text{年}} = \sum \frac{T_i}{T} E_i \quad (3)$$

式中, $E_{\text{年}}$ 为年度生态风险指数, T_i 为 i 季节所占月份, T 为研究年份所占总月份, E_i 为 i 季节生态风险指数。

根据以上公式计算年度生态风险指数,插值处理得到年度生态风险分布图(图 6)。

1989—2017 年,湿地景观生态风险明显增加(图 6)。生态风险指数年平均值从 1989 年的 0.096 上升到 2010 年的 0.179,上升率达到 86.5%,而 2010—2017 年政府加强湿地保护,出台相关保护政策,整体风险有下降趋势,年风险指数平均值下降 21.8%。1989—1996 年,升金湖保护区生态风险整体呈较低状态,随着社会的发展,人类对生态系统的干扰增强,2003 年村镇聚集区域开始出现较高、中风险区,上下湖区较高风险区和高风险区面积迅速增长,中风险区逐渐向较高风险区转变,较高风险区向高风险区转变,高风险区区域以中心向四周延伸的趋势逐渐扩大。其中,高风险区主要分布于上湖和下湖区域,较高风险区由上、下湖向杨峨头和沙山方向延伸,至 2017 年高风险区主要位于上湖区域。2010 年人类高密度活动区风险面积增加,且

图 6 1989—2017 年升金湖湿地年度景观生态风险分布

Fig.6 Annual landscape ecological risk distribution of Lake Shengjin wetland from 1989 to 2017

随着养殖业的逐渐发展,湖内水草被鱼蟹过度取食,造成严重的生态破坏,随后政府逐渐重视并加大对升金湖保护区的维护和管理,村镇趋向稳定发展,2017 年村镇密集区域风险降低. 上湖、杨峨头和下湖七星墩区域是湿地草滩的主要分布区域,生态脆弱性低,极易受到人为、气候干扰,呈现高风险状态.

为了体现地形因素对景观生态风险的影响,本文利用 ArcGIS 空间分析工具,将 DEM 高程图与年景观生态风险分布图叠加,计算各高程带中景观生态风险指数平均值(表 2),并给出升金湖湿地保护区景观生态风险与高程关系(图 7). 结果显示,1989—2017 年景观生态风险随着海拔升高,总体呈现出先升高后下降的趋势. 1989—2017 年最低风险均处于 0~20 m 高程带,而高风险在 2003—2017 年间呈波动变化. 1989—1996 年高风险主要分布在 20~40 m 和 40~60 m 高程带,随着 2003—2010 年的风险上升,其高风险主要分布于 20~40 m、40~60 m 和 60~80 m 高程带. 其中,2010 年高风险迅速向高海拔处转移. 2017 年整体风险降低,高风险主要分布于 20~40 m 和 60~80 m 高程带.

表 2 1989—2017 年升金湖湿地各高程带景观生态风险指数平均值

Tab.2 Average value of landscape ecological risk index in different altitude zones of Lake Shengjin wetland from 1989 to 2017

海拔/m	1989 年	1996 年	2003 年	2010 年	2017 年
0~20	0.0848	0.0821	0.1221	0.1221	0.1003
20~40	0.1060	0.1023	0.1988	0.1948	0.1715
40~60	0.1024	0.1009	0.2048	0.2040	0.1497
60~80	0.0906	0.0979	0.1957	0.2365	0.1606
>80	0.0826	0.0924	0.1775	0.2301	0.1389

图 7 1989—2017 年升金湖湿地景观生态风险与海拔之间的关系

Fig.7 Relationship between landscape ecological risk and altitude of Lake Shengjin wetland from 1989 to 2017

0~20 m 高程带区域主要为中心湖区、耕地和居民点,景观破碎度和脆弱度较低,呈现较低风险状态. 20~40 m 高程带区域主要为升金湖湿地部分,主要地类为草滩和泥滩,该景观类型破碎度和脆弱度较高,长期处于较高风险状态. 40~60 m 高程带区域主要为较低的丘陵,相比于较高山地,此处靠近湖区,更便于人类开荒伐木,景观损失度较高. 随着人类社会的发展,对资源的需求增加,人类活动会逐渐向较高海拔处的林地转移. 60~80 m 及 80 m 以上高程带区域为保护区主要林地部分,2010 年人类加强对林地的开发,使得该区域景观破碎度、景观损失度上升,转变成较高风险区. 2017 年升金湖湿地保护区加强环境管理,人为干扰强度降低,整体景观生态风险下降.

3.4 湿地景观生态风险季节相关性分析

根据 1989—2017 年升金湖不同季节与年度景观生态风险指数,可得到季节间和不同季节与相关年度间的 Pearson 相关系数(表 3,表 4). 从表 3 可知,总体上 1989—2017 年生态风险具有高相关性的季节是秋、冬两季,说明秋、冬两季的生态风险变化程度一般小于春、夏两季和夏、秋两季,最高的为 2017 年秋、冬两季. 其中,2010 年 4 个季节间的相关度都不高,表明这一年份不同季节间生态风险的等级及其分布有较大差异;且该年份 4 个季节生态风险都相对较高,可能是由季节性的人为活动(围网养殖、滥捕滥捞、灌溉、过度砍伐)造成的. 从表 4 可见,大部分年份冬季与该年度的相关性都更强,均高于 80%,这表明升金湖区域冬季的生态风险情况接近于年度生态风险;这对于今后缺乏其他季节数据时,相应年度生态风险的估算具有参考意义.

表 3 1989—2017 年升金湖湿地季节—季节景观生态风险相关系数
Tab.3 Landscape ecological risk correlation coefficient of Lake Shengjin wetland
between season and season from 1989 to 2017

季节—季节相关系数	1989 年	1996 年	2003 年	2010 年	2017 年
春季—夏季	0.20	—	0.47	0.39	0.38
夏季—秋季	0.40	—	0.65	0.49	0.37
秋季—冬季	0.50	0.61	0.74	0.43	0.78

表 4 1989—2017 季节—年度升金湖湿地景观生态风险相关系数
Tab.4 Landscape ecological risk correlation coefficient of Lake Shengjin wetland
between season and annual from 1989 to 2017

季节—年度相关系数	1989 年	1996 年	2003 年	2010 年	2017 年
春季—年度	0.73	0.67	0.69	0.85	0.73
夏季—年度	0.61	—	0.91	0.72	0.87
秋季—年度	0.78	0.86	0.82	0.70	0.73
冬季—年度	0.84	0.89	0.92	0.86	0.80

4 结论与讨论

本文通过土地利用变化进行景观格局分析,基于景观格局指数计算景观生态风险指数,分析了 1989—2017 年升金湖湿地景观生态风险的时空变化,得出结论:

1) 1989—2017 年间,升金湖湿地景观生态风险指数呈现先增加后减小的趋势;四季景观生态风险指数具有明显差异,夏、冬两季风险态势尤其严峻,其风险指数平均值高出春、秋两季平均值的 37.03%。近 30 年来,升金湖湿地低风险区逐渐变成中、高等风险区,至 2017 年上湖区中风险区和较高风险区完全转变为较高风险区和高风险区,风险高发区主要位于上、下湖区和七星墩附近。

2) 景观生态风险主要在于人造表面与自然草滩的土地利用变化对湿地生态系统的影响,随着人类活动加强,湖内草滩、泥滩极易受到干扰^[29],使草滩大面积退化甚至丧失,水土流失加重,对自然生态系统的影响增强,破坏了生态系统的自稳定性,使上下湖区成为生态风险高发区。因而,对土地开发进行科学规划,尽可能减少对原始自然景观的破坏,同时加大湖区保护,降低人类对湖区湿地的不利干扰,保证足够面积的湿地草滩,以增强湿地生态系统的自我调节能力、抵抗力和稳定性,降低景观生态风险水平,更好地保证湿地生态系统的安全和健康。

3) 从风险指数的季节相关性分析来看,秋季与冬季景观生态风险相关性最高,秋季与冬季湿地变化有明显的相关关系,在风险指数上表现出高度相关性。而年度景观生态风险与该年中冬季景观生态风险相关性最高,且夏、冬季为风险高发季节,在整个年度的风险状况中占据重要地位,需高度关注。因此,今后要对升金湖保护区内村镇进行合理规划,尽量远离湿地中心区域,且根据不同时期制定相应保护措施,尤其是加强高风险季节和高风险区的重视程度和保护,建立绝对保护的湿地核心区,以维持秋冬季节湖区和候鸟主要停歇区域的面积和原生生态环境。

研究展望:1) 湿地景观生态风险评价模型未结合具体的生态因素和社会经济数据,且基于景观计算的景观生态风险指数仅代表研究区域景观结构变化下的风险状况,未考虑生态系统内部生态过程所形成的生态风险。2) 本研究所用的 Landsat 系列遥感影像分辨率相对较低,对小范围的不同地物类型边界难以捕捉,这对湿地的精细分析和数据空间化有一定影响。这些问题将在后续研究中进一步改善。

5 附录

附录 I 见电子版(DOI: 10.18307/2020.0321)。

6 参考文献

- [1] Chatterjee K, Bandyopadhyay A, Ghosh A *et al.* Assessment of environmental factors causing wetland degradation, using Fuzzy Analytic Network Process: A case study on Keoladeo National Park, India. *Ecological Modelling*, 2015, **316**: 1-13.
- [2] Beuel S, Alvarez M, Amler E *et al.* A rapid assessment of anthropogenic disturbances in East African wetlands. *Ecological Indicators*, 2016, **67**: 684-692.
- [3] Fei M, Kan A, Li J *et al.* Distribution and potential degradation risk evaluation of marsh wetland in the Mt. Qomolangma National Nature Reserve. *Journal of Geo-Information Science*, 2011, **13**(5): 594-600.
- [4] Sica YV, Quintana RD, Radeloff VC *et al.* Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 2016, **568**: 967-978.
- [5] Jiang W, Lv J, Wang C *et al.* Marsh wetland degradation risk assessment and change analysis: A case study in the Zoige Plateau, China. *Ecological Indicators*, 2017, **82**: 316-326.
- [6] Peng J, Dang WX, Liu YX *et al.* Review on landscape ecological risk assessment. *Acta Geographica Sinica*, 2015, **70**(4): 664-677. [彭建, 党威雄, 刘焱序等. 景观生态风险评价研究进展与展望. 地理学报, 2015, **70**(4): 664-677.]
- [7] Wang J, Cui BS, Liu J *et al.* The effect of land use and its change on ecological risk in the Lancang River watershed of Yunnan Province at the landscape scale. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, **28**(2): 269-277. [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. 环境科学学报, 2008, **28**(2): 269-277.]
- [8] Gao B, Li XY, Li ZG *et al.* Assessment of ecological risk of coastal economic developing zone in Jinzhou Bay based on landscape pattern. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, **31**(12): 3441-3450. [高宾, 李小明, 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. 生态学报, 2010, **31**(12): 3441-3450.]
- [9] Liu CY, Zhang K, Liu J. A long-term site study for the ecological risk migration of landscapes and its driving forces in the Sanjiang Plain from 1976 to 2013. *Acta Ecologica Sinica*, 2018, **38**(11): 3729-3740. [刘春艳, 张科, 刘吉平. 1976—2013年三江平原景观生态风险变化及驱动力. 生态学报, 2018, **38**(11): 3729-3740.]
- [10] Xu Y, Gao JF, Zhao JH. The research progress and prospect of watershed ecological risk assessment. *Acta Ecologica Sinica*, 2012, **32**(1): 284-292. [许妍, 高俊峰, 赵家虎. 流域生态风险评价研究进展. 生态学报, 2012, **32**(1): 284-292.]
- [11] Zhang XB, Shi PJ, Luo J *et al.* The ecological risk assessment of arid inland river basin at the landscape scale: A case study on Shiyang River Basin. *Journal of Natural Resources*, 2014, **29**(3): 410-419.
- [12] Zhang T, Zhou LZ, L YH *et al.* Dynamic ecosystem service value in the wetland of Shengjin Lake National Nature Reserve. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2018, **45**(5): 139-145. [张桃, 周立志, 陆胤昊等. 升金湖国家级自然保护区湿地生态系统服务价值的动态变化. 安徽农业大学学报, 2018, **45**(5): 139-145.]
- [13] Li X, Dong B, Sun L *et al.* Study on ecological risk assessment of Shengjing Lake wetland land use based on TM image pixels. *Research of Soil and Water Conservation*, 2014, **21**(4): 114-118. [李鑫, 董斌, 孙力等. 基于TM像元的湿地土地利用生态风险评价研究. 水土保持研究, 2014, **21**(4): 114-118.]
- [14] Zhang C, Dong B, Liu L *et al.* Study on ecological risk assessment for land-use of wetland based on different scale. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, 2015, **44**(5): 1-8.
- [15] Cui YH, Wang J. Influence of the sluice on water level and area of Yangtze river-connected lakes: a case study in Shengjin Lake. *Journal of Water Resources and Water Engineering*, 2018, **29**(4): 47-52. [崔玉环, 王杰. 控水闸对通江湖泊水位及面积变化的影响分析——以升金湖为例. 水资源与水工程学报, 2018, **29**(4): 47-52.]
- [16] Wang C, Dong B, Zhu M *et al.* Habitat selection of wintering crane in Shengjin Lake wetland. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, **37**(3): 810-816. [王成, 董斌, 朱鸣等. 升金湖湿地越冬鹤类栖息地选择. 生态学杂志, 2018, **37**(3): 810-816.]
- [17] Zhang WH, Yao Y, Ji LA. Climate and characteristics of Dongzhi County in Anhui Province in the past 30 years. *Industrial & Science Tribune*, 2018, **17**(19): 117-118. [章卫华, 姚扬, 纪良安. 安徽省东至县近三十年气候及其特征. 产业与科技论坛, 2018, **17**(19): 117-118.]
- [18] Zeng C. Research on observation data reconstruction by temporal spatial and spectral complementary information fusion

- [Dissertation]. Wuhan: Wuhan University, 2014. [曾超. 时空谱互补观测数据的融合重建方法研究[学位论文]. 武汉: 武汉大学, 2014.]
- [19] Hu JL, Zhou ZX, Teng MJ *et al.* Ecological risk assessment of typical karst basin based on land use change: A case study of Lijiang River basin, Southern China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, **28**(6): 2003-2012. [胡金龙, 周志翔, 滕明君等. 基于土地利用变化的典型喀斯特流域生态风险评估——以漓江流域为例. 应用生态学报, 2017, **28**(6): 2003-2012.]
- [20] Zhang YY, Cai XB, Yang C *et al.* Driving force analysis of landscape pattern changes in Honghu Wetland Nature Reserve in recent 40 years. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 171-182. DOI: 10.18307/2019.0116. [张莹莹, 蔡晓斌, 杨超等. 1974-2017 年洪湖湿地自然保护区景观格局演变及驱动力分析. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 171-182.]
- [21] Su HM, He AX. Land use analysis of fuzhou city based on RS and geostatistics. *Journal of Natural Resources*, 2010, (1): 91-99. [苏海民, 何爱霞. 基于 RS 和地统计学的福州市土地利用分析. 自然资源学报, 2010, (1): 91-99.]
- [22] Gong J, Xie YC, Zhao CX *et al.* Landscape ecological risk assessment and its spatiotemporal variation of the Bailongjiang watershed, Gansu. *China Environmental Science*, 2014, **34**(8): 2153-2160. [巩杰, 谢余初, 赵彩霞等. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异. 中国环境科学, 2014, **34**(8): 2153-2160.]
- [23] Peng J, Wang Y, Zhang Y *et al.* Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, 2010, **10**(2): 217-223.
- [24] Xu XG, Lin HP, Fu ZY *et al.* Regional ecological risk assessment of wetland in the Huanghe River Delta. *Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis*, 2001, (1): 111-120. [许学工, 林辉平, 付在毅等. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价. 北京大学学报: 自然科学版, 2001, (1): 111-120.]
- [25] Ying S. Dynamic analysis on landscape pattern of Shengjin Lake region based on TM imagery and GIS. *Journal of Landscape Research*, 2009, **1**(4): 46-52.
- [26] Wu L, Hou XY, Di XH. Assessment of regional ecological risk in coastal zone of Shandong Province. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, **33**(1): 214-220. [吴莉, 侯西勇, 邸向红. 山东省沿海区域景观生态风险评价. 生态学杂志, 2014, **33**(1): 214-220.]
- [27] Zhang XB, Shi PJ, Luo J *et al.* The ecological risk assessment of arid inland river basin at the landscape scale: A case study on Shiyang River Basin. *Journal of Natural Resources*, 2014, (3): 410-419. [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. 自然资源学报, 2014, (3): 410-419.]
- [28] Zhang WT, Kuang CW eds. SPSS statistical analysis basic tutorial. Beijing: Higher Education Press, 2011. [张文彤, 邝春伟. SPSS 统计分析基础教程. 北京: 高等教育出版社, 2011.]
- [29] Yang Y, Li WT, Zhou ZZ *et al.* The study on the relationship between wetland landscape pattern and water level in Shengjin Lake. *Journal of Biology*, 2019, **36**(2): 65-68, 76. [杨阳, 李皖彤, 周忠泽等. 升金湖湿地景观格局与水位关系的研究. 生物学杂志, 2019, **36**(2): 65-68, 76.]

2003年

2010年

风险区： 低风险区 较低风险区 中风险区 较高风险区 高风险区 0 6 km

附录 I 1989—2017 年升金湖湿地土地利用变化与景观生态风险分布叠加图

Appendix I Overlapping map of land use change and landscape ecological risk distribution in Lake Shengjin wetland from 1989 to 2017