

长江下游升金湖湿地保护有效性评价(1989—2019年)*

王维晴^{1,2}, 周立志^{1,2**}, 陈 薇^{1,2}, 徐文彬³, 宋昀微³

(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: 升金湖国家级自然保护区, 池州 247200)

摘 要: 湿地保护有效性是实施湿地保护政策与措施后, 湿地生态系统质量、健康与受胁情况的反映, 是对保护目标的衡量. 生态压力是影响湿地保护目标实现的重要因素, 因此可以从湿地生态系统压力、状态和响应角度评价湿地保护有效性. 本文以升金湖湿地为研究对象, 以 $0.01^{\circ} \times 0.01^{\circ}$ 经纬格网为评价单元, 选择 10 项负向指标、5 项正向指标, 通过压力—状态—响应模型构建指标体系, 格网赋分评价升金湖 1989—2019 年 30 年间的保护有效性. 结果表明: 升金湖湿地保护有效性呈下降趋势, 非常有效等级格网单元占比由 32.50% 下降到 11.07%, 保护无效等级由 3.57% 增加到 8.57%, 30 年间保护有效性等级中等均占较大比例, 保护无效等级占比均最小; 从功能区看, 30 年间 3 个功能区保护有效性均下降, 保护有效性为核心区>缓冲区>实验区; 从行政单元看, 一些地点如长安村、东湖村、六联村、塘和村、白联村等地的保护有效性较低, 主要分布在缓冲区与实验区, 存在的主要生态压力是围垦. 不同时期影响升金湖湿地保护有效性的主要生态压力因子不同, 1989 年围垦现象较突出, 1999 年围坝现象较突出, 而 2009 年围网现象突出, 至 2019 年围网拆除后, 围垦和围坝问题仍没有得到充分解决. 建议将格网作为管理单元, 落实到行政单元, 通过河长制、湖长制和林长制加强属地管理, 管控生态压力, 增强湿地保护地的管理及保护有效性.

关键词: 湿地保护有效性; 格网化管理; PSR 模型; 属地管理; 升金湖

Evaluation of conservation effectiveness of Lake Shengjin, lower reaches of the Yangtze River, 1989–2019 *

Wang Weiqing^{1,2}, Zhou Lizhi^{1,2**}, Chen Wei^{1,2}, Xu Wenbin³ & Song Yunwei³

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

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

(3: Shengjin Lake National Nature Reserve Administration, Chizhou 247200, P.R.China)

Abstract: Effectiveness of wetland conservation is a reflection of the quality, health and threatened situation of wetland ecosystem after the implementation of wetland conservation policies and measures, and also an important reflection of the degree of achievement of wetland protected goals. Ecological pressure is an important factor affecting the realization of the wetland protected goals. It can be evaluated from the perspective of wetland ecological pressure, state, and response. Lake Shengjin is a typical floodplain lake in the middle and lower reaches of the Yangtze River, which has been facing ecological pressure caused by human factors for a long time, which has seriously affected the achievement of wetland protection goals. In this paper, Lake Shengjin was taken as the research object, and the $0.01^{\circ} \times 0.01^{\circ}$ longitude and latitude grids were taken as the evaluation units. Ten negative indices and five positive indices were selected in this area. The index system of conservation effectiveness was established based on the Pressure-State-Response (PSR) model that can be used to evaluate the conservation effectiveness of Lake Shengjin in the past 30 years from 1989 to 2019. Results show that the conservation effectiveness has declined in the past 30 years, with the proportion of very effective

* 2020-01-03 收稿; 2020-09-21 收修改稿.

国家自然科学基金项目(31772485, 31472020)和安徽升金湖国家级自然保护区 2014 年湿地生态效益补偿试点资金项目联合资助.

** 通信作者; E-mail: zhoulz@ahu.edu.cn.

tive level grid units decreased from 32.50% to 11.07%, and the ineffective conservation level increased from 3.57% to 8.57%, and the middle level accounted for a large proportion, and the proportion of ineffective level was the least in all the 30 years. From the perspective of functional areas, the conservation effectiveness of the three functional areas decreased in the past 30 years, and the conservation effectiveness of the core zone is higher than that of the buffer zone and experimental zone. From the perspective of the administrative village units, some sites have low conservation effectiveness, such as Chang'an Village in Dongliu Town, Donghu Village, Liulian Village, Tanghe Village, Bailian Village in Zhangxi Town, and these villages mainly distributed in the buffer zone and experimental zone, and the main ecological pressure is reclamation, and these villages need to strengthen the supervision of ecological pressure. The dominant ecological pressure factors in different periods are different over the past 30 years. The main ecological pressures were reclamation in 1989, dikes in 1999, purse seine in 2009, and still the original reclamation and dikes after removing the purse seine in 2019. It is suggested that the grid monitoring and management unit should be implemented into the administrative unit, and the apamage management should be strengthened through establishing the management system of the river, lake, and forest chief, to control the ecological pressure and enhance the management and conservation effectiveness of wetland protected areas.

Keywords: Wetland conservation effectiveness; grid management; PSR model; apamage management; Lake Shengjin

随着社会经济的快速发展,湿地正面临着空前的压力,建立自然保护区是保护湿地资源的有效方式^[1].我国已建立了国际重要湿地、湿地保护区、国家和省级湿地公园、湿地保护小区等互相补充的湿地保护地体系^[1],但湿地仍面临很多问题.据原国家林业局第二次全国湿地资源调查结果显示,污染、过度捕捞和采集、围垦、外来物种入侵和基建占用为威胁湿地的五大因子^[2].湿地被侵占的报道屡见不鲜,湿地保护的有效性亟需加强.湿地保护有效性是实施湿地保护政策与措施后,湿地生态系统质量、健康与受胁情况的反映,是对保护目标保护效果的衡量^[3].湿地保护目标旨在减缓湿地生态压力与威胁,维持湿地生态系统结构稳定,保证湿地生态系统服务功能和湿地价值不降低.湿地保护目标的实现很大程度上取决于湿地生态压力管控,湿地的生态压力大于承载能力,结构发生改变,从而导致生态系统退化,影响其生态服务功能的实现.对湿地保护有效性评估的手段主要借助遥感和GIS技术^[3-4],使用层次分析^[1]、熵权^[4-5]、倾向得分匹配^[6]等方法,选取湿地景观和保护物种指标构建评价体系.景观指标主要有湿地动态度^[1,7]、湿地景观格局指数^[4-5]、景观发展强度指数^[4]、景观干扰指数^[8]、保护性景观质量指数^[8]等,保护物种指标包括物种增殖扩繁指数^[1]、鹤类种群数量变化^[7]、水鸟多样性指数^[9]、水鸟栖息地质量^[10]等.在人为活动日益增加的情势下,湿地保护研究迫切需要量化评估湿地生态压力,了解人类活动对湿地产生的影响,从而有效控制人为活动对湿地生态系统产生的消极影响.将湿地生态系统受到的生态压力因子纳入湿地保护有效性评估指标体系是一个发展趋势.

自1980s以来,土地围垦、化肥施用加剧了长江中下游湖泊富营养化状况^[11].由于湖泊湿地的季节性变化规律,水位随季节降水量变化呈现秋冬季下降、春夏季上涨的特点^[12],枯水期滩涂暴露、湿生草本植物生长,给围垦耕地、放牧等提供了条件,丰水期湖滩被水体覆盖,湖泊周边居民低坝高筑、开展围网养殖.湖泊周边居民经济收入来源严重依赖湿地,导致湿地长期面临人为活动产生的生态压力.升金湖是安徽省首个国际重要湿地,长江中下游洪泛平原保存较为完好的浅水通江湖泊,生态功能和保护价值极其重要.该湖泊曾被大面积围垦,湖区对外承包,一度实施高强度渔业养殖,造成湖泊湿地退化;湖泊周边道路建设等人类活动影响了越冬候鸟的生境质量.目前关于升金湖的研究较多关注湿地景观生态风险^[13]、湿地健康^[14]、越冬候鸟生境和种群动态^[15-16].从生态压力角度构建指标体系,开展评价湿地保护有效性的工作亟待加强.当前湿地保护有效性研究大多关注国家层面^[1]、重要湿地地区^[4,10]及单个保护区^[7-9]等尺度,精准管理的研究有待加强.随着河湖长制和林长制管理体系引入湿地保护,格网因高效率 and 精细化特点^[17]被应用于湖泊精细化管理^[18],对于加强湿地保护地管理的有效性有重要意义.本文将升金湖湿地划分为 $0.01^{\circ} \times 0.01^{\circ}$ 经纬度格网单元,对单元内湿地生态压力因子开展实地调查,通过压力—状态—响应(pressure-state-response, PSR)模型构建指标来反映湿地保护成效,该模型能够综合反映人类活动和生态系统变化之间的相互影响;在格网单元尺度上探究湿地内部保护状况的空间差异,对保护成效低、生态压力严重的单元,结合行政归属,划分到相应责任单元,便于及时发现生态压力造成的威胁,尽快采取响应措施,将属地管理应用于湿地保护,从

而精准有效地保护湿地。

1 研究区域概况

升金湖(30°15′~30°30′N,116°55′~117°15′E)位于安徽省长江南岸,池州市境内,跨东至县、贵池区,系长江河漫滩洼地经泥沙封淤,积水而成的河间洼地湖泊^[19]。1960s,黄溢闸的修建阻隔了湖泊与长江的自然水文连通,导致升金湖水位受人为调控影响。黄溢闸在人为调控湖区水位的同时,也影响了水鸟栖息和鱼类洄游。升金湖年均水位 10.88 m,历史最高水位 17.46 m(2016 年 7 月 10 日姜坝站),丰水期为 5—8 月,枯水期为 11 月至次年 4 月^[20]。作为东亚—澳大利亚迁徙水鸟路线的重要迁徙停歇地和越冬聚集地,升金湖有白头鹤(*Grus monacha*)、东方白鹳(*Ciconia boyciana*)、豆雁(*Anser fabalis*)、鸿雁(*Anser cygnoides*)等 10 种候鸟均超过湿地公约迁徙路线水鸟种群 1% 标准。1986 年建立省级升金湖水禽保护区,1997 年升为国家级,2015 年成为安徽省首个国际重要湿地。升金湖周边有东至县东流镇、胜利镇、大渡口镇、张溪镇和贵池区唐田镇、牛头山镇共 6 个乡镇 40 余个行政村,人口约 7 万人,以农林种植、渔业养殖、畜牧业为主要收入来源^[21],近 20 余年来,经济发展与湿地保护矛盾突出。小路嘴大桥的修建为南北两岸居民提供了便利,同时也影响上湖与中湖的水体连通性。升金湖湿地对维持长江中下游生态安全、珍稀濒危水鸟栖息、周边居民饮用水、生命财产安全等具有重要意义。

2 数据和方法

2.1 数据来源

遥感影像数据来源于美国地质调查局 USGS 网站与中国地理空间数据云的 Landsat 系列影像,条带号为 121/39。根据黄溢闸水位数据资料,2016 年丰水期,升金湖达到历史最高水位,因此选取 2016 年丰水期的无云影像(2016 年 7 月 25 日)作为确定湿地最大边界的数据源;选择 1989、1999、2009、2019 年枯水期相近日期(均为 11 月—次年 1 月)的少云影像作为状态指标(土地覆被)提取数据源。生态压力数据来源于实地调查与访问,部分由升金湖保护区管理局提供(围网数据)。以 0.01°×0.01°格网为调查单元,结合前人研究^[21],按照生态环境状况评价技术规范^[22]、《自然保护区人类活动遥感监测技术指南》、《全国湿地资源调查技术规程》、《中国国际重要湿地监测的指标和方法》^[23],对湿地保护、利用、受威胁状况开展调查,调查于 2018 年 11 月—2019 年 3 月进行,调查样点见图 1,走访调查并记录格网单元内存在的生态压力因子、受胁面积,以受胁斑块面积百分比作为指标。前 3 期围垦、围坝、放牧、道路 4 种压力因子从 Google Earth 历史影像获得,最近一期的压力因子数据通过遥感影像和实地走访调查获得。人口数据来源于安徽省 1990 年人口普查资料、第五次人口普查乡、镇、街道数据(2000 年),以乡镇数据得到人口增长率,推算行政村人口。1990—2000 年增长率为 19.32‰,2000—2010 年增长率为 7.25‰,2010 年人口数据由安徽升金湖国家级自然保护区管理局提供,2019 年人口数据来源于实地走访调查。

2.2 数据处理方法

升金湖湿地范围使用归一化水体指数(*NDWI*)提取^[24]。利用 ENVI 5.3 波段计算 Band Math 工具对升金湖 2016 年丰水期无云 Landsat8 OLI 影像(2016-07-25) *NDWI* 指数进行计算,得到升金湖最高水位线,以最高水位覆盖的水面作为研究范围。升金湖湿地面积 16803.678 hm²,达到整个升金湖保护区面积(33340 hm²)的 50.4%。为了便于与地理坐标相对应,并考虑升金湖实际情况,本地区 0.01°×0.01°经纬度格网约等于 1 km²,因此使用该经纬度网格划分网格单元,使用 ArcGIS 10.2 的 Fishnet 工具将升金湖湿地划分为 280 个格网单元。使用 ENVI 5.3 对目标年份枯水期遥感影像进行辐射定标、大气校正、裁剪等预处理,使用监督分类的支持向量机分类器解译影像,分为湖泊、河流、库塘、滩涂、草本沼泽、耕地、建设用地 7 类,Kappa 系数均达到 0.85 以上。使用 Fragstats 4.2 计算表征破碎化的斑块数。将户外助手 6.5.4 及 Google Earth 上绘出压力因子 KML 格式导入 ArcGIS 10.2 中转为矢量,得到围垦耕地、人工养殖塘、湖泊围网、放牧、道路等侵占自然湿地的面积及分布状况。人口数据以村级行政单元为单位统计,按格网内行政单元面积比重法将人口密度数据格网化处理^[25]。

2.3 指标体系构建及权重

2.3.1 PSR 模型构建湿地保护有效性指标体系 采用 PSR 模型,从湿地受到的压力、状态、自然和人为响应

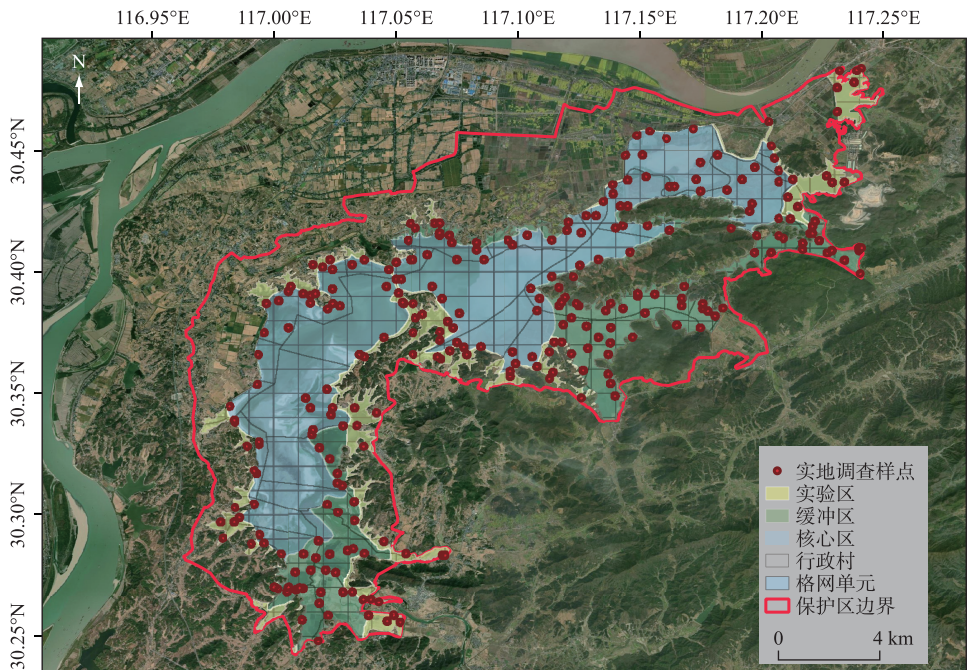


图 1 升金湖湿地实地调查样点分布

Fig.1 Distribution of field survey sampling sites at Lake Shengjin

入手,综合体现自然生态与人类社会系统之间的因果关系. 指标选取遵循科学性、代表性、可获取原则,查阅资料、实地调查并咨询专家确定保护有效性指标,由于升金湖湿地整体受到的自然压力相同,各格网单元之间无太大差别,因此压力指标仅考虑人为压力因素,征询专家建议并结合升金湖湿地特点,确定的压力因素包括人口密度、道路网密度、围垦、围网、围坝、放牧面积;湿地状态指标参考生态结构指数^[22],用地表覆被类型表示. 响应指标分为自然响应和人为响应,自然响应是湿地受到压力后呈现的破碎化特征,以格网单元内斑块数表示破碎化程度^[26],人为响应则是保护区的投入及管理措施和实施强度,由于投入资金及科研监测各格网单元是均一的,保护强度则为核心区高于缓冲区,且高于实验区,核心区、缓冲区和实验区的保护强度分别赋值为 0.6、0.3 和 0.1^[22]. 湿地保护有效性指标体系及指标权重见表 2.

具体各指标计算公式为:

人口密度:

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{S_i}{S} \cdot D_i \quad (1)$$

式中, P 为其中任意一个格网单元的人口密度,人/ km^2 ; n 为格网内存在的行政村单元个数; S_i 为第 i 个行政村在该格网内面积, hm^2 ; S 表示该格网单元面积, hm^2 ; D_i 为第 i 个行政村的人口密度,人/ km^2 .

道路网密度:

$$R = \sum_{i=1}^n \frac{L_i}{S} \quad (2)$$

式中, R 为其中任意一个格网单元的道路网密度, km/km^2 ; n 为格网内存在的道路条数; L_i 为第 i 条道路在该格网内的长度, km ; S 表示该格网单元面积, hm^2 .

生态结构指数(ecological state index):

$$ESI = \sum_{i=1}^7 \frac{A_i}{S} \cdot B_i \quad (3)$$

式中, ESI 为其中任意一个格网单元的生态结构指数; A_i 、 B_i 分别表示第*i*种地表覆被类型面积和其指标层权重,格网内最多有7类地表覆被类型; S 表示该格网单元面积。

景观破碎度(landscape fragmentation):

$$LF = \sum_{i=1}^7 NP \quad (4)$$

式中, LF 为格网内几种地表覆被类型斑块数之和, NP 为斑块数。

湿地保护强度(wetland conservation intensity):

$$WCI = 0.6 \frac{E}{S} + 0.3 \frac{F}{S} + 0.1 \frac{G}{S} \quad (5)$$

式中, WCI 为湿地保护强度, E 为格网内核心区面积, F 为格网内缓冲區面积, G 为格网内实验区面积, S 表示该格网单元面积,面积单位均为 hm^2 。

2.3.2 熵权法确定指标权重 熵权法是借助香农信息论中度量不确定性大小的熵区分不同指标的重要性,变量不确定性越大,离散程度越大,信息量越大,熵值越大^[4]。作为一种客观的赋权方法,熵权法能够有效避免人为主观因素造成的偏差,该方法赋值权重结果具有较大的可信度^[27]。

具体计算过程如下:

(1) n 个格网单元的15项指标构建初始矩阵 $A_{n \times m}$ 。

(2) 由于各项指标数据量纲不同,且数值差异较大,需要对各项指标数据进行归一化处理,采用极差法归一化处理,正向指标标准化公式(式6)、负向指标标准化公式(式7)为:

$$X_{ij} = \frac{X_{ij} - \min_j(X_{ij})}{\max_j(X_{ij}) - \min_j(X_{ij})} \quad (6)$$

$$X_{ij} = \frac{\max_j(X_{ij}) - X_{ij}}{\max_j(X_{ij}) - \min_j(X_{ij})} \quad (7)$$

式中, X_{ij} 表示初始矩阵中第*i*个格网单元的第*j*个指标值, $\max_j(X_{ij})$ 和 $\min_j(X_{ij})$ 分别表示第*j*个指标的最大值和最小值。

(3) 第*j*个指标的信息熵 S_j :

$$S_j = -\frac{1}{\ln(n)} \sum_{i=1}^n \frac{a_{ij}}{A_j} \ln\left(\frac{a_{ij}}{A_j}\right) \quad (8)$$

式中 n 为格网单元个数, $A_j = \sum_{i=1}^n a_{ij}$, A_j 是各个湿地格网单元第*j*个指标之和, a_{ij} 第*i*个格网单元第*j*个指标。

(4) 利用信息熵值确定指标权重:

$$W_j = \frac{1 - S_j}{m - \sum_{i=1}^n S_j} \quad (9)$$

式中, m 为指标个数。

2.4 保护有效性综合模型及分级

本研究采用PSR模型计算保护有效性得分,不同指标量纲不同,先对格网单元指标数据进行极差法(Min-Max)归一化处理,各格网单元的15项指标加权求和得到该单元湿地保护有效性得分。把 $[0, 1]$ 等分为5个区间^[14, 26],每级标准对应一个标准化分值区间,湿地状态分为优、良、中、较差、差5个等级,保护有效性分为非常有效、有效性良好、中等、较差、无效5个等级,并给出评语(表1)。

3 结果

3.1 湿地保护有效性指标权重

升金湖湿地保护有效性指标体系(表2)中,压力指标准则层,人为压力指数二级指标权重大小排序为:围垦面积>放牧面积>道路网密度>围坝面积>围网面积>人口密度;状态指标准则层,生态结构指数二级指标中,湖泊面积权重最高,滩涂面积次之,河流、草本沼泽、库塘面积权重相等且高于耕地与建设用地面积,

表 1 升金湖湿地保护有效性分级
Tab.1 Classification of conservation effectiveness for Lake Shengjin wetland

状况等级	湿地生态系统特征
保护非常有效 (0.8~1.0)	无生态压力,生态结构合理,未出现生态异常,生态功能完善,系统极稳定,自我可恢复,湿地状态为优,保护力度强,处在可持续状态.
保护有效性良好 (0.6~0.8)	生态压力较小,生态结构较合理,无生态异常,生态功能较为完善,系统尚稳定,自我可恢复,湿地状态为良,生态系统可持续.
保护有效性中等 (0.4~0.6)	生态压力较大,生态结构比较合理,但存在较多的敏感地带,出现少量的生态异常,可基本发挥湿地生态功能,湿地状态中等,生态系统可维持.
保护有效性较差 (0.2~0.4)	生态压力大,生态结构出现问题,生态异常多,湿地状态较差,生态系统开始出现退化,满足维持区域需要.
保护无效 (0~0.2)	生态压力严重,生态结构不合理,大量生态异常区,湿地状态差,破碎化严重,生态系统退化,保护力度不强.

耕地与建设用地面积权重相等,湿地生态系统中湖泊最为重要,其次是滩涂;响应指标准则层,自然响应指标的斑块数与人为响应指标的湿地保护强度权重相等.

表 2 升金湖湿地保护有效性评价指标体系及权重*
Tab.2 Evaluation index system and its weight of conservation effectiveness for Lake Shengjin

目标层	准则层	一级指标	二级指标	属性	数据来源	指标层权重	归一化权重
湿地保护有效性(1)	压力(0.4)	人为压力指数(1)	人口密度	负向	人口普查乡镇卷及实地调查与访问	0.05	0.020
			道路网密度	负向	实地调查与访问	0.20	0.080
			围垦面积	负向	实地调查与访问、Google Earth 历史图像	0.27	0.108
			围坝面积	负向	同上	0.17	0.068
			围网面积	负向	保护区管理局提供	0.10	0.040
			放牧面积	负向	实地调查与访问、Google Earth 历史图像	0.21	0.084
		状态(0.4)	生态结构	正向	遥感图像解译	0.17	0.068
			湖泊面积占比	正向	同上	0.14	0.056
			河流面积占比	正向	同上	0.15	0.060
			滩涂面积占比	正向	同上	0.14	0.056
			草本沼泽面积占比	正向	同上	0.14	0.056
			库塘面积占比	负向	同上	0.14	0.056
			耕地面积占比	负向	同上	0.13	0.052
			建设用地面积占比	负向	同上	0.13	0.052
	响应(0.2)	自然响应(0.5)	斑块数	负向	遥感图像解译后栅格数据景观软件计算	1	0.100
		人为响应(0.5)	湿地保护强度	正向	功能区矢量数据保护区管理局提供	1	0.100

* 括号中数字为指标在该指标层的权重.

3.2 湿地压力

3.2.1 人口密度分布 以行政村为单元得到升金湖人口密度格网化处理后如图 2 所示. 升金湖湿地人口密度空间差异明显,西北部湖滨村、姜东村人口密度 30 年间均高于其他区域,东南侧东湖村、土桥村 30 年间人口密度明显增加,涉及的湿地格网单元较多. 西北部康桥村、湖滨村部分格网 30 年间人口密度由 300 人/km²

增加到 500 人/km²,金山村、联合村部分格网人口密度 30 年间维持在 300~500 人/km²,密丰村、长安村人口密度由 50~100 人/km²增加到 100~200 人/km²,东湖村、六联村、沉团村部分格网人口密度由 50 人/km²增加到 200~300 人/km²,塘和村、白联村、联盟村人口密度由 50 人/km²增加到 100~200 人/km²,火花村人口密度由 50 人/km²增加到 300 人/km²,下湖南侧的白石村、湖光村、坦埠村等地人口密度 30 年间均为 100 人/km²左右,下湖北侧的新华村、新丰圩村、牛头山村部分单元人口密度由 20 人/km²增加到 200~300 人/km²,长丰居委会人口密度由 20 人/km²增加到 300~400 人/km².

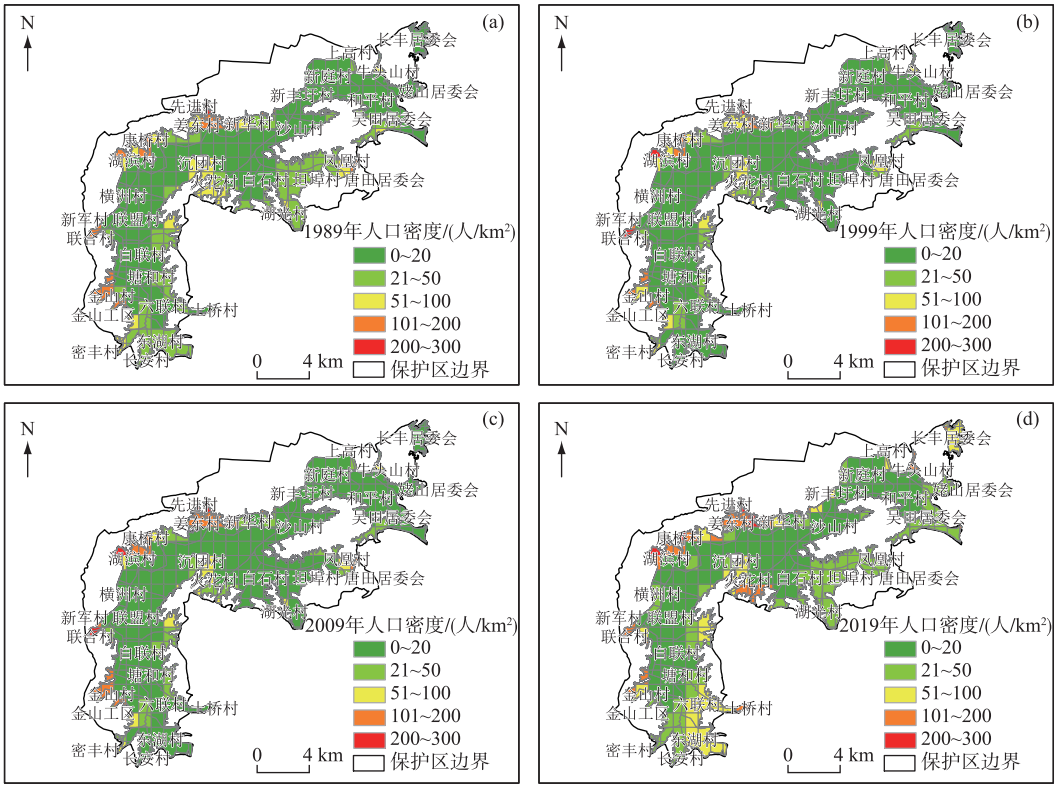


图 2 升金湖湿地人口密度分布(1989—2019 年)

Fig.2 Distribution of population density at Lake Shengjin (1989-2019)

将行政村人口数据按面积比重法,加权求和得到功能区人口密度(表 3). 30 年间升金湖核心区人口密度均为 0 人/km²,缓冲区人口密度由 67 人/km²增长到 332 人/km²,实验区人口密度由 102 人/km²增长到 517 人/km²,30 年间缓冲区与实验区人口均增长约 5 倍.

表 3 升金湖湿地功能区人口密度

Tab.3 Population density of functional zones at Lake Shengjin

功能区	人口密度/(人/km ²)			
	1989 年	1999 年	2009 年	2019 年
核心区	0	0	0	0
缓冲区	67	195	208	332
实验区	102	295	316	517

3.2.2 道路密度分布状况 2018 年 12 月—2019 年 3 月枯水期的实地调查结果显示,升金湖湿地存在的道路

有 G50 高速公路、G318 国道、X015 县道、村村通公路、沿湖堤坝土路等 5 种不同级别的道路。格网化得到道路密度(图 3), 30 年间道路密度变化最大主要集中在中湖康桥村、沉团村、下湖上高村、牛头山村, 其中道路密度最大的为上高村、六联村。2009—2019 年, 新军村道路密度明显增加。道路密度较低的格网单元零散分布于塘和村、白联村、联盟村、新丰圩村、和平村等地。上湖东湖村、六联村在 30 年间均处于较高水平, 道路以人行堤坝路为主。

在功能区单元尺度上, 道路密度为实验区>缓冲区>核心区。1989 年实验区仅有 G318 国道穿过上高村的一段在内, 缓冲区内均为人行堤坝土路; 1999 年新增了位于核心区的 X015 县道(1995 年修建)及下湖缓冲区的人行堤坝路; 2009 年, 增加了下湖实验区的村村通公路及下湖核心区与上湖实验区的人行堤坝路; 2019 年的新增道路为核心区边缘正在修建的新军村到湖滨村的公路、上湖六联村沿黄溢河道路。2019 年人行堤坝路较多, 且位于缓冲区, 核心区内部道路有 X015 县道小路嘴大桥, 实验区有多条村村通公路与 G318 国道。30 年间升金湖整体道路密度增加, 主要是缓冲区的人行堤坝路。

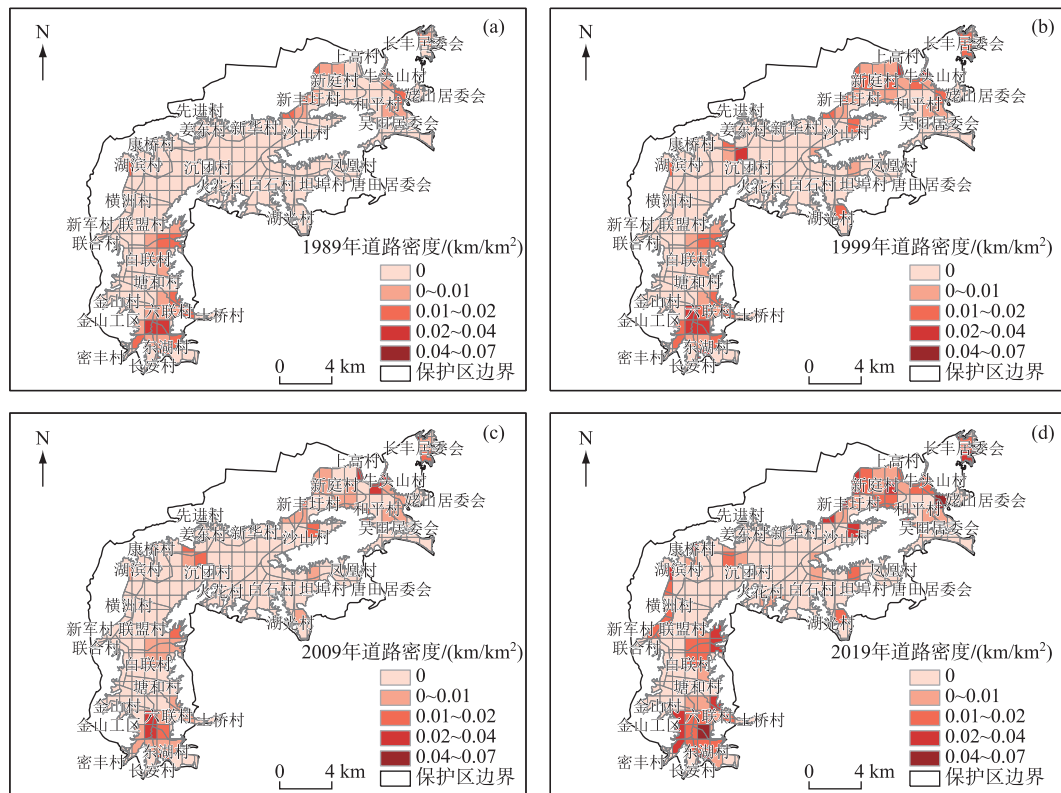


图 3 升金湖湿地格网单元道路密度(1989—2019 年)

Fig.3 Road density of grid units at Lake Shengjin (1989—2019)

3.2.3 围垦、围网、围坝及放牧分布 1989—1999 年, 围垦面积增加, 1989 年围垦农田主要分布在上湖东南侧东湖村、复兴圩、白密圩、五星圩, 10 年间围垦面积增加约 13 hm^2 , 放牧面积增加 241 hm^2 , 放牧范围由合垄—鸟湾沟向北扩散到白联圩, 围坝面积增加 1742 hm^2 ; 1999—2009 年, 围垦面积增加 512 hm^2 , 放牧面积增加 476 hm^2 , 围网面积增加 5796 hm^2 , 围坝面积减少 1364 hm^2 ; 2009—2019 年, 围垦面积减少, 放牧面积减少, 围坝面积增多, 2019 年围网面积显著减少。

30 年间围垦主要分布在缓冲区, 核心区最少, 且近 10 年 3 个功能区均有下降趋势; 放牧主要分布在核心区与缓冲区, 实验区最少, 且核心区有逐渐增加趋势; 围坝主要在缓冲区, 实验区次之, 核心区较少, 在过去 30 年间, 前 10 年围坝面积增加较多, 后 20 年间增长趋向于平缓; 围网主要分布在核心区, 实验区最少, 且在研究

年份中仅有2009年存在,30年间围垦、放牧、围坝、围网面积及分布见表4、图4。不同年份主要生态压力因子不同,1989年主要生态压力为围垦,1999年为围坝,2009年为围网,2019年仅是原有的围坝和围垦。

表4 升金湖湿地围垦、放牧、围坝、围网面积(1989—2019年)

Tab.4 Area of reclamation, grazing, dikes and purse seine at Lake Shengjin (1989—2019)

年份	功能区	围垦面积/hm ²	放牧面积/hm ²	围坝面积/hm ²	围网面积/hm ²
1989	核心区	0.00	0.20	9.64	0
	缓冲区	703.64	185.09	229.92	0
	实验区	111.54	2.81	178.34	0
	总计	815.18	188.10	417.90	0
1999	核心区	1.16	237.00	320.14	0
	缓冲区	715.94	187.26	1030.51	0
	实验区	112.16	5.56	542.19	0
	总计	829.26	429.82	1892.84	0
2009	核心区	9.04	483.41	77.44	4481.80
	缓冲区	1048.19	463.47	357.32	1119.50
	实验区	282.97	0.96	360.45	194.74
	总计	1340.20	947.84	795.21	5796.04
2019	核心区	8.21	508.09	189.30	0
	缓冲区	988.10	189.51	746.09	0
	实验区	220.58	4.22	343.40	0
	总计	1216.89	701.82	1278.79	0

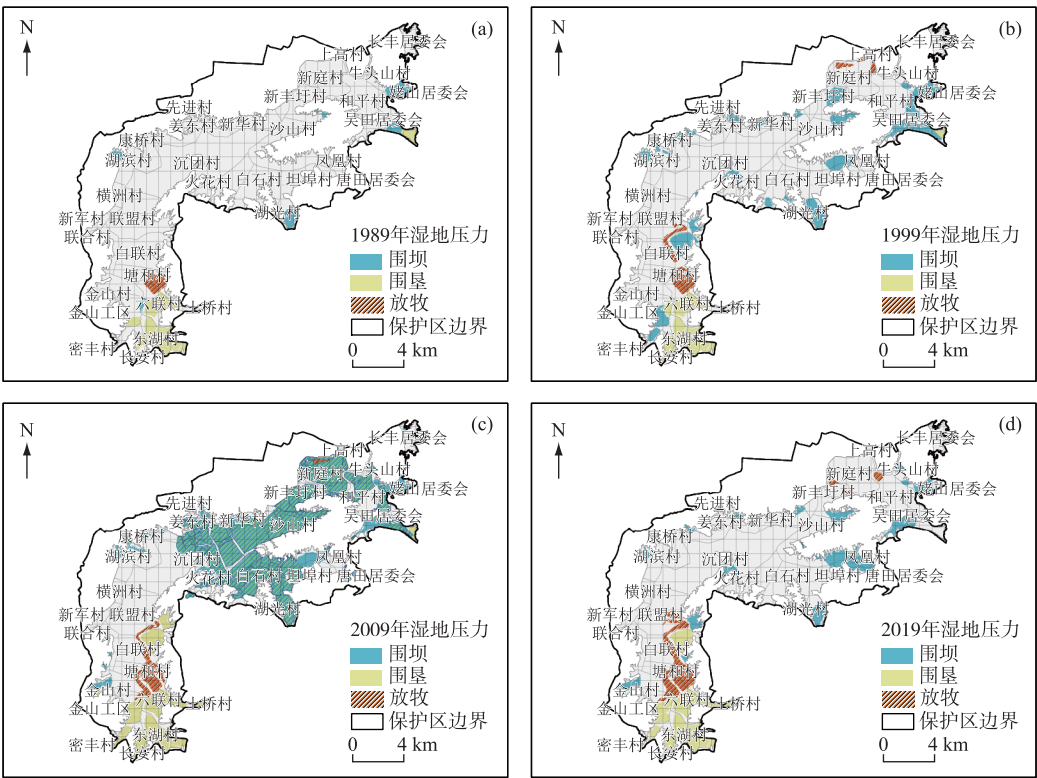


图4 升金湖湿地围垦、放牧、围坝、围网分布(1989—2019年)

Fig.4 Reclamation, grazing, dikes and purse seine distribution at Lake Shengjin (1989—2019)

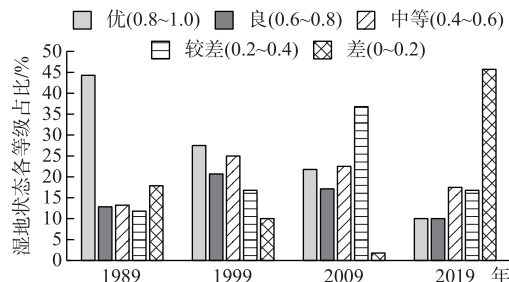


图5 升金湖湿地状态等级比例变化 (1989—2019年)

Fig.5 Level proportion changes of wetland state at Lake Shengjin (1989—2019)

3.3 湿地状态变化

30年间升金湖湿地的状态等级占比变化明显, 1989年湿地状态等级为优的格网单元占44.29%,其他4个等级均占10%以上, 优等水平占优势; 1999年优等水平降低到27.50%, 仍占最大比例, 但良、中等水平平均达到20.00%以上; 2009年等级为优占21.79%, 较差水平增加到36.79%, 较差水平占优势; 1999—2009年, 良和中等水平部分转化为较差水平; 2019年等级为优、良均占10.00%, 中等下降到17.59%, 较差下降到16.79%, 差水平增加到45.71%, 中等和较差水平大部分转化为差(图5).

从体现湿地生态结构合理性的升金湖湿地状态得分空间分布可以看出, 30年间状态变差的区域集中在上湖东南湖村、六联村和下湖北部凤凰村、吴田、和平村等地(图6).

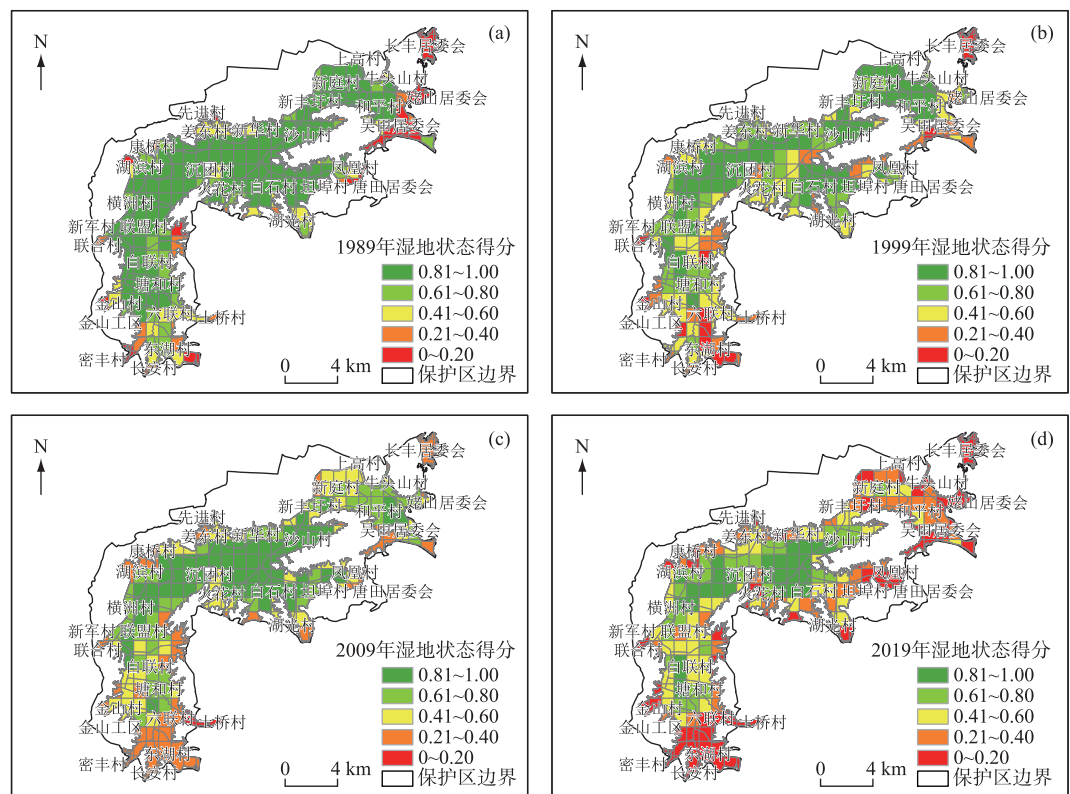


图6 升金湖湿地状态变化(1989—2019年)

Fig.6 Changes of wetland state in Lake Shengjin wetland (1989—2019)

在功能区单元尺度上, 30年间升金湖湿地状态指数变化见表5. 30年间核心区、缓冲区、实验区3个功能区湿地状态均呈下降趋势. 同一年份核心区高于缓冲区与实验区, 但下降速度最快, 实验区则下降最慢. 1989年核心区状态指数最高, 2019年缓冲区最低.

表 5 升金湖不同功能区状态指数
Tab.5 State index in different functional zones of Lake Shengjin

功能区	状态指数			
	1989 年	1999 年	2009 年	2019 年
核心区	1.00	0.76	0.60	0.50
缓冲区	0.26	0.19	0.09	0.00
实验区	0.12	0.12	0.04	0.02

3.4 湿地响应状况

1989—1999 年,10 年间升金湖湿地总体上破碎化程度加剧. 30 年间大部分格网单元内斑块数增加,核心区斑块由 267 个增加到 651 个,缓冲区由 522 个增加到 621 个,实验区由 574 个增加到 596 个. 1989 年康桥村破碎化不明显,1999 年之后破碎化较为严重;中湖沉团村 1989—2019 年生境斑块经历了破碎化之后又恢复;2019 年上湖联盟村、杨峨头破碎化有加重趋势. 2009 年之后中湖沉团村部分格网单元有所恢复,但整体上尚未恢复到 1989 年的水平. 30 年间中湖破碎化情况较上湖和下湖轻,中湖连通性较好. 30 年间湿地破碎化程度加剧,尤以上湖东南侧、上湖东侧联盟村与下湖几处最为严重,位于缓冲区. 30 年间破碎化趋势为 1989—1999 年破碎化增加,1999—2009 年继续加重,近 10 年间有所缓解(图 7).

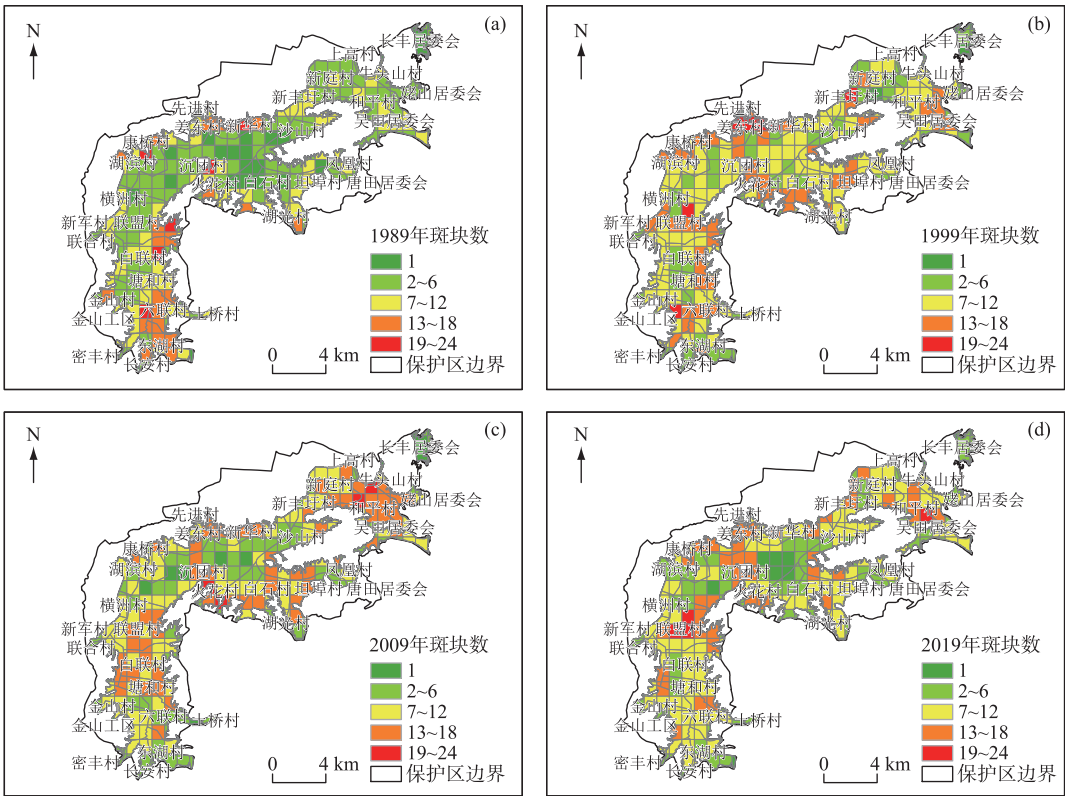


图 7 升金湖湿地网格单元斑块数(1989—2019 年)

Fig.7 Patch numbers of grid units at Lake Shengjin (1989–2019)

升金湖湿地核心区保护强度最大,缓冲区次之,实验区最弱. 人为响应保护强度,上湖西侧金山村、联合村部分格网保护强度较低,上湖东南侧长安村、东湖村、六联村、土桥村、塘和村、西北侧的湖滨村、中湖沉团村、

东南侧湖光村、白石村、坦埠村、凤凰村及下湖东侧唐田、吴田、姥山村、牛头山村、长丰等部分格网单元保护强度较低,且主要分布在湿地边缘,即缓冲区与实验区. 升金湖湿地大部分格网单元保护强度较高(图 8).

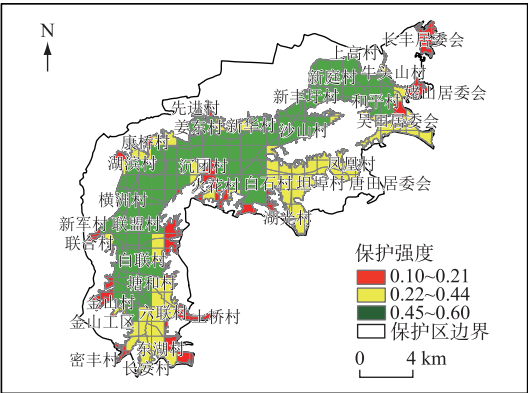


图 8 升金湖湿地网格单元保护强度

Fig.8 Conservation strength in the grid units at Lake Shengjin wetland

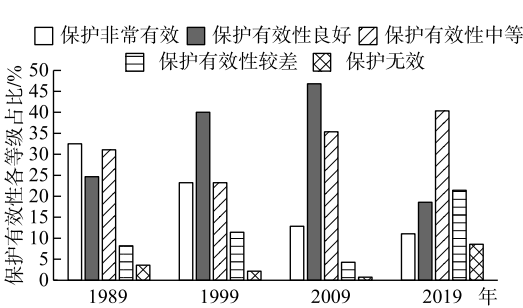


图 9 升金湖湿地保护有效性等级比例变化 (1989—2019 年)

Fig.9 Level proportion changes of conservation effectiveness at Lake Shengjin wetland (1989–2019)

3.5 湿地保护有效性等级评价

30 年间升金湖湿地保护有效性呈下降趋势,等级变化明显(图 9),保护有效性下降区域集中在上湖东部(图 10). 1989—2019 年保护非常有效等级由 32.50% 下降到 11.07%,保护有效性较差等级由 8.21% 上升到 21.43%,保护无效等级由 3.57% 上升到 8.57%,1989 年保护非常有效等级占比最高,(32.50%),1999—2009 年均为保护有效性良好等级占比最高(40.00% 以上),2019 年保护有效性中等等级占比最高(40.36%). 30 年间保护有效性中等等级均占较高比例,保护无效等级均占比最低.

30 年间升金湖 3 个功能区保护有效性得分均呈下降趋势. 同一年份,保护有效性得分为核心区>缓冲区>实验区,前 10 年下降速度较快,后 20 年逐渐变缓. 核心区保护有效性得分下降最快. 1989 年核心区保护有效性得分最高,2019 年实验区保护有效性得分最低(表 6).

表 6 升金湖功能区保护有效性得分及等级

Tab.6 Score and level of conservation effectiveness of Lake Shengjin functional zones

功能区	1989 年	1999 年	2009 年	2019 年
核心区	1.00(有效)	0.74(良好)	0.60(中等)	0.50(中等)
缓冲区	0.58(中等)	0.40(较差)	0.33(较差)	0.22(较差)
实验区	0.44(中等)	0.23(较差)	0.17(无效)	0.00(无效)

4 讨论

4.1 湿地保护有效性时空变化

30 年间升金湖湿地保护有效性处于下降趋势,前 20 年下降速度较快,后 10 年变缓,下降的区域主要集

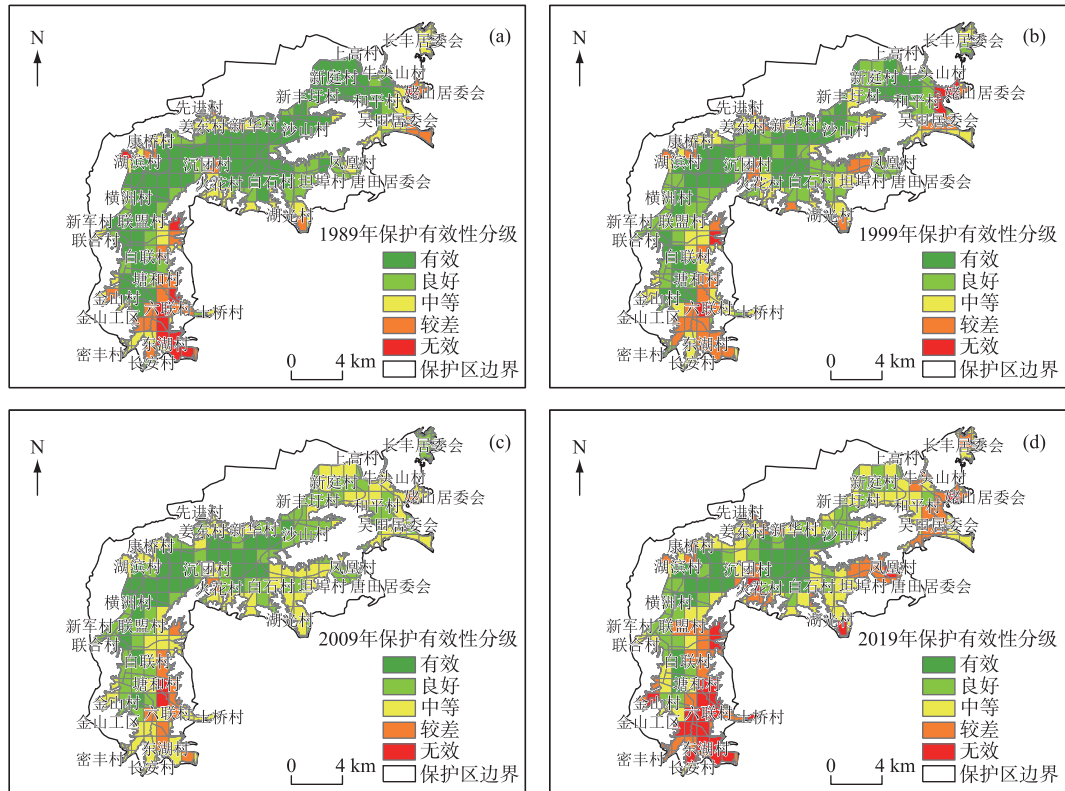


图 10 升金湖湿地保护有效性变化(1989—2019年)

Fig.10 Conservation effectiveness changes in Lake Shengjin wetland(1989—2019)

中分布在上湖东部东湖村、六联村,位于缓冲区,主要生态压力为围垦。本研究结果表明,30年间升金湖湿地保护有效性下降,与前人研究30年间升金湖由健康转变为亚健康状态^[14]、景观生态风险增强的研究结果一致^[13,28]。前20年非常有效等级下降较快,后10年下降速率变缓,与湖北沉湖湿地退化过程类似^[29],也与全国自然湿地转变为人工湿地的前期速率较快、后期湿地损失速率变缓趋势相同^[30]。30年间升金湖湿地保护有效性中等程度增加,表明部分格网在逐渐恢复。研究发现在升金湖开展的水生植被恢复工程取得了一定成效,通过人工干预促进水生植被恢复,增加了湿地水鸟多样性^[31],但目前湿地整体状况尚未恢复到1980s末期的水平。随着湿地保护力度和意识的加强,全国范围内实施湿地保护政策后,湿地损失速率明显减缓,但各地保护效果不一,均存在不同程度影响湿地保护目标实现的人为因素^[1],这些人为因素可能与当地政策和经济发展有关^[32]。

4.2 湿地保护有效性影响因素分析

影响湿地保护有效性的指标中,压力指标层面,以围垦、放牧、破碎化、保护强度、道路网影响较大,压力因子中权重最大的为围垦。道路网作为建设用地的一部分割裂了联通的景观,使得破碎化加剧^[33],人口密度权重小是因为本研究范围内常年有水部分占多数,该部分区域无常住居民。不同时期主要生态压力因子不同,1989年为围垦,1999年是围坝,2009年是围网,2019年因围网全部拆除后主要生态压力是原有的围垦和围坝。

围垦是影响湿地保护有效性的最重要因素。1970s,为满足粮食需求,在东北湿地区、长江中下游湿地区等全国范围内存在大规模围湖造田活动^[29,34]。有研究表明升金湖1980s前处于低营养状态,营养状态增加与湿地围垦和大量使用化肥有关^[11]。长江中下游大规模湿地围垦影响湿地生态系统正常的水文节律,造成1998年洪水灾害,威胁人类生命安全,随后全国各地开展退耕还湿,退耕后湿地生态过程逐步得到恢复^[35],

围垦压力已经得到部分缓解。

围网在本研究中权重偏小,与选取的目标年份有关。1990s 以来,长江中下游开始兴起湖泊水面围网养殖,升金湖 1995 年开始在上湖养殖草食性鱼类和中华绒螯蟹,2002 年转向高密度水产养殖,2006 年中、下湖开始高密度围网养殖,中、下湖湖面几乎全被围网分割。2018 年初升金湖保护区管理局将湖区所有围网全部拆除^[21],围网生态压力骤减,但已有的围坝和围垦问题仍没有得到充分解决。围网带来经济收入的同时,对鱼类物种多样性造成不可逆转的影响^[36],湖泊湿地资源被过度利用,投喂饵料对湖泊水质造成不良影响,水体富营养化问题开始显现。围网拆除后,水生植被得以恢复^[31]。

30 年间放牧面积总体增加,范围由上湖塘和村合垄、鸟湾沟附近扩展到塘和村、白联村、联盟村沿黄湓河一线。近 10 年放牧面积有所减少是由于鸟湾沟常年放牧,滩涂湿生植被物资源退化。放牧导致了景观破碎化^[37],适度放牧可能会加快植被生长^[38],但过度放牧降低了湿地土壤含水率^[39],从而影响湿地的涵养水能力,进一步影响湿地碳汇功能^[34]。

30 年间道路密度增加,以缓冲区的人行堤坝路为主,对于湿地保护有效性影响不大,但位于核心区的小路嘴大桥对上下湖的水体连通性影响较大;作为必要的基础设施建设的村村通公路位于实验区,对湿地保护有效性影响不大。

状态层指标中,湖泊和滩涂的权重较大,两者是构成湖泊湿地生态系统的基本组成要素,河流、草本沼泽、库塘次之,而耕地和建设用地则是湿地生态系统最不需要的类型,两者对湖泊湿地造成负面影响,状态层指标权重与生态环境状况评估技术规范中生境质量指数^[23]各指标重要程度相当,说明本研究结果较为可信。状态指数中 1989 年核心区得分最高,2019 年缓冲区最低,是由缓冲区湖泊滩地被围垦为耕地且耕地为负向指标造成的。响应指标层面,30 年间湖泊的自然响应指标破碎化总体上加剧,原因可能是放牧、道路建设等人类活动造成景观斑块破碎、连通性减弱^[33,37]。保护有效性得分为 1989 年核心区最高,2019 年实验区最低。虽然缓冲区 2019 年状态指数低于实验区,但保护有效性得分高于实验区,是由于缓冲区保护强度高于实验区,说明提高保护强度可以增加湿地保护有效性。

4.3 加强湿地保护有效性的建议

导致保护有效性下降的原因在于湿地生态系统受到的生态压力增加,需要采取具体措施从而缓解压力威胁。对于缓解围垦造成湿地退化的休耕、退耕等还湿措施的实施,在落实“退渔还湿”、“退养还湿”政策的同时,需要开展具体的生态补偿方法和可替代生计的研究。建议尽快开展湿地湿生植物放牧承载量的研究,确定湿地放牧量的合理阈值,以减缓放牧对湿地的威胁。道路引起湿地景观破碎化,使保护物种的栖息地碎片化,在建设道路时应尽量避开湿地保护地。长江大保护以来,湖泊湖区围网全部拆除,需加强监管,防止出现由于经济利益的驱使产生的围网反弹现象,并将格网单元需要落实到具体的行政归属,设立网格长,建立持续常态化网格监管体系。加强对生态系统压力因素的管控,提高保护强度。对于生态压力严重的格网单元,如上湖东湖村、六联村的部分格网,划分到相应行政村,设立网格长对湿地开展巡护与监管,及时上报存在的生态压力与威胁湿地自然状态和生态环境状况的人为压力因素。

5 结论与展望

30 年间升金湖湿地保护有效性呈下降趋势,前 20 年下降速度较快,后 10 年速度变缓,非常有效等级由 1989 年的 32.50% 下降到 2019 年的 11.07%,保护无效等级由 3.57% 增加到 8.57%,30 年间保护有效性中等等级占较大比例,保护无效等级占最低比例。从功能区单元来看,30 年间 3 个功能区保护性有效性均下降,保护有效性为核心区>缓冲区>实验区。保护有效性下降集中在上湖六联村等区域,位于缓冲区,主要存在的生态压力是围垦。

影响湿地保护有效性的指标中,围垦为最大的压力因子。不同时期主要生态压力不同,1989 年为围垦,1999 年为围坝,2009 年围网较为突出,2019 年原有的围坝与围垦仍继续存在。从生态压力分布来看,围垦耕地主要分布在上湖南侧,围网养殖主要在小路嘴大桥以下的中湖和下湖水位较深的区域。从功能区单元来看,围垦、围坝主要分布在缓冲区,实验区次之,围网主要分布在核心区,放牧在缓冲区与核心区均有分布。从行政单元看,长安村、东湖村、六联村、塘和村等行政村的保护有效性较低。

为提高升金湖湿地保护有效性,建议针对生态压力因子的特点,开展相应的监管措施,加强以格网为单元的详细监测,并将格网监测管理单元落实到行政单元,构建湿地网格化监管平台,建立时效性、常态化的湿地管理系统,通过湖长制、河长制、林长制加强湿地属地管理,开展社区共管,管控生态压力,明确责任归属。

对于本文研究结果需补充说明两点:由于湖泊湿地可达性,格网单元的生态压力因子并不能够完全涉及,由此造成地压力分析结果可能偏低;另外,由于历史数据缺乏,某些指标时间上的对比性不足,造成评价指标的选取不够全面。后续研究将考虑这些问题并加以完善。

致谢:感谢安徽升金湖国家级自然保护区管理局工作人员及周边居民在实地调查过程中给予的支持与帮助。

6 参考文献

- [1] Zheng YM, Zhang HY, Niu ZG *et al.* Protection efficacy of national wetland reserves in China. *Chinese Science Bulletin*, 2012, **57**(4): 207-230. DOI: 10.1007/s11434-011-4942-9. [郑姚闽, 张海英, 牛振国等. 中国国家级湿地自然保护区保护成效初步评估. 科学通报, 2012, **57**(4): 207-230.]
- [2] State Forestry Administration. Results of the second national wetland resource survey. www.china.com.cn/zhibo/zhuanti/ch-xinwen/2014-01/13/content_31170323.htm. 2014-01-13. [国家林业局. 第二次全国湿地资源调查结果. www.china.com.cn/zhibo/zhuanti/ch-xinwen/2014-01/13/content_31170323.htm. 2014-01-13.]
- [3] Wang W, Xin LJ, Du JH *et al.* Evaluating conservation effectiveness of protected areas: Advances and new perspectives. *Biodiversity Science*, 2016, **24**(10): 1177-1188. DOI: 10.17520/biods.2016162. [王伟, 辛利娟, 杜金鸿等. 自然保护区保护成效评估: 进展与展望. 生物多样性, 2016, **24**(10): 1177-1188.]
- [4] Lu CY, Wang ZM, Liu MY *et al.* Analysis of conservation effectiveness of wetland protected areas based on remote sensing in West Songnen Plain. *China Environmental Science*, 2015, **35**(2): 599-609. DOI: 1000-6923(2015)02-0599-11. [路春燕, 王宗明, 刘明月等. 松嫩平原西部湿地自然保护区保护有效性遥感分析. 中国环境科学, 2015, **35**(2): 599-609.]
- [5] Yin Y, Li SM, Zheng KJ *et al.* Evaluation of wetland conservation effectiveness of Honghe National Nature Reserve. *Wetland Science*, 2018, **16**(6): 723-728. [尹杨, 李晟铭, 郑恺俊等. 洪河国家级自然保护区湿地保护的有效性评价. 湿地科学, 2018, **16**(6): 723-728.]
- [6] Liu ZG, Gong YZ, Yang F *et al.* Conservation effectiveness evaluation of wetlands in Honghe Nature Reserve based on propensity score matching method. *Journal of Northwest University: Natural Science Edition*, 2020, **50**(2): 241-249. [刘子刚, 龚亚珍, 杨飞等. 基于PSM的湿地自然保护区保护效果分析. 西北大学学报: 自然科学版, 2020, **50**(2): 241-249.]
- [7] Ren CY, Zhang B, Zhang SQ *et al.* Analysis on the effectiveness for the wetland protection based on RS and GIS—taking Xianghai national nature reserve as an example. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2008, **22**(2): 133-139. DOI: 1003-7578(2008)02-133-07. [任春颖, 张柏, 张树清等. 基于RS与GIS的湿地保护有效性分析——以向海自然保护区为例. 干旱区资源与环境, 2008, **22**(2): 133-139.]
- [8] He XY, Jia MM, Wang ZM *et al.* Remote sensing based evaluation of effectiveness of wetland protection project in Sanjiang Plain, China. *Bulletin of the Chinese Academy of Sciences*, 2017, **32**(1): 3-10. [何兴元, 贾明明, 王宗明等. 基于遥感的三江平原湿地保护工程成效初步评估. 中国科学院院刊, 2017, **32**(1): 3-10.]
- [9] Guo ZL, Cui GF, Wang XP *et al.* Landscape dynamic and conservation efficiency in Ar Horqin National Nature Reserve, Inner Mongolia, China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2017, **28**(8): 2649-2656. DOI: 10.13287/j.1001-9332.201708.028. [郭子良, 崔国发, 王小平等. 内蒙古阿鲁科尔沁国家级自然保护区景观动态及保护成效. 应用生态学报, 2017, **28**(8): 2649-2656.]
- [10] Jin YC, Luo JW, Zhu YP *et al.* Assessment of effectiveness of wetland conservation in Huihe National Nature Reserve in Inner Mongolia. *Research of Environmental Sciences*, 2015, **28**(9): 1424-1429. [靳勇超, 罗建武, 朱彦鹏等. 内蒙古辉河国家级自然保护区湿地保护成效. 环境科学研究, 2015, **28**(9): 1424-1429.]
- [11] Cheng LJ, Xue B, Yao SC *et al.* Response of Cladocera fauna to environmental change based on sediments from Shengjin Lake, a Yangtze River-connected lake in China. *Quaternary International*, 2020, **536**: 52-59. DOI: 10.1016/j.quaint.2019.11.044.

- [12] Yu C, Zhou LZ, Song YH. The effects of human activities on diurnal energy expenditure of Tundra Swan (*Cygnus columbianus*) foraging in paddy field during the late wintering period. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 195-201. DOI: 10.18307/2019.0118. [于超, 周立志, 宋昀微. 人为干扰对越冬后期稻田中小天鹅昼间能量消耗的影响. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 195-201.]
- [13] Peng L, Dong B, Wang P *et al.* Research on ecological risk assessment in land use model of Shengjin Lake in Anhui Province, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 2019, **41**(6): 2665-2679. DOI: 10.1007/s10653-019-00322-6.
- [14] Zhu M, Dong B, Cui Y *et al.* Shengjin Lake wetland ecosystem health assessment and the response of overwintering migratory birds. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2020, **47**(1): 1-6. [朱鸣, 董斌, 崔杨林等. 升金湖湿地生态系统健康评价与越冬候鸟的响应. 安徽农业大学学报, 2020, **47**(1): 1-6.]
- [15] Song YW, Zhou LZ. Effects of habitat changes on spatio-temporal pattern of the wintering waterbird community at Shengjin Lake. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2019, **46**(4): 610-617. [宋昀微, 周立志. 生境变化对升金湖越冬水鸟群落时空动态的影响. 安徽农业大学学报, 2019, **46**(4): 610-617.]
- [16] Yang L, Dong B, Wang Q *et al.* Habitat suitability change of water birds in Shengjinhu National Nature Reserve, Anhui Province. *J Lake Sci*, 2015, **27**(6): 1027-1034. DOI: 10.18307/2015.0606. [杨李, 董斌, 汪庆等. 安徽升金湖国家级自然保护区水鸟生境适宜性变化. 湖泊科学, 2015, **27**(6): 1027-1034.]
- [17] Jiang LL, Qi QW, Zhang A. Grid-based precision agriculture database and its demonstrative application: Taking Shuangshan farm in Heilongjiang Province as an example. *Journal of Geo-Information Science*, 2011, **13**(6): 804-810. DOI: 10.3724/SP.J.1047.2011.00804. [姜莉莉, 齐清文, 张岸. 基于网格的精准农业数据库及示范应用——以黑龙江农场双山基地为例. 地球信息科学学报, 2011, **13**(6): 804-810.]
- [18] Liu JS, Dai XL, Wu SS. Dynamic management and protection of lakes based on grid management. *Journal of Economics of Water Resources*, 2017, **35**(4): 51-54. [刘劲松, 戴小琳, 吴舒舒. 基于网格化管理的湖泊动态管护模式研究. 水利经济, 2017, **35**(4): 51-54.]
- [19] Wang SM, Dou HS eds. Records of Chinese lakes. Beijing: Science Press, 1998: 250-251. [王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998: 250-251.]
- [20] 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 Resource & 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. 水资源与水工程学报, 2018, **29**(4): 47-52.]
- [21] Song YW. Effects of landscape changes and agricultural activities on the community structure of wintering water birds at Shengjin Lake [Dissertation]. Hefei: Anhui University, 2019. [宋昀微. 升金湖湿地景观和农业活动对越冬水鸟群落结构的影响[学位论文]. 合肥: 安徽大学, 2019.]
- [22] Ministry of environmental protection of the People's Republic of China. Technical criterion for ecosystem status evaluation. HJ 192-2015. Beijing: China Environmental Science Press, 2015.03.13. [中华人民共和国环境保护部. 生态环境状况评价技术规范, HJ 192-2015. 北京: 中国环境科学出版社, 2015.03.13.]
- [23] Zhang MX, Zhang JJ. The indicators and methods for international important wetlands monitoring in China. *Wetland Science*, 2007, **5**(1): 1-6. [张明祥, 张建军. 中国国际重要湿地监测的指标与方法. 湿地科学, 2007, **5**(1): 1-6.]
- [24] 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): 61-64, 72. [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): 61-64, 72.]
- [25] Fan YD, Shi PJ, Gu ZH *et al.* A method of data gridding from administration cell to gridding cell. *Scientia Geographica Sinica*, 2004, **24**(1): 105-108. [范一大, 史培军, 辜智慧等. 行政单元数据向网格单元转化的技术方法. 地理科学, 2004, **24**(1): 105-108.]
- [26] Yang L. A study on the influence of Three Gorges project to the Dongting Lake wetland landscape pattern and it's ecological health [Dissertation]. Changsha: Hunan Normal University, 2013. [杨利. 三峡工程对洞庭湖区湿地景观格局及生态健康的影响研究[学位论文]. 长沙: 湖南师范大学, 2013.]
- [27] Zhao ZG, Luan XF, Chen JZ *et al.* Improving management of Giant Panda National Park by quantitative assessment of ecological management. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, **39**(11): 3885-3894. DOI: 10.5846/stxb201806221378. [赵志国, 栾晓峰, 陈君帆等. 基于信息熵量化评价大熊猫国家公园生态系统管理成效. 生态学报, 2019, **39**(11): 3885-3894.]

- [28] Sheng SW, Dong B, Li X *et al.* Ecological risk assessment of land use in Shengjin Lake National Nature Reserve. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2015, **35**(3): 305-310. [盛书薇, 董斌, 李鑫等. 升金湖国家自然保护区土地利用生态风险评价. 水土保持通报, 2015, **35**(3): 305-310.]
- [29] Chen Y, Lei K, Du Y *et al.* Identification of degradation process of Chenhu wetland over the last 50 years. *Earth Science*. DOI: 10.3799/dqkx.2020.025. [陈钰, 雷琨, 杜尧等. 沉湖湿地近 50 年退化过程识别. 地球科学. 2020-03-05.]
- [30] Niu ZG, Zhang HY, Wang XW *et al.* Mapping wetland changes in China between 1978 and 2008. *Chinese Science Bull*, 2012, **57**(16): 1400-1411. DOI: 10.1007/s11434-012-5093-3. [牛振国, 张海英, 王显威等. 1978—2008 年中国湿地类型变化. 中国科学, 2012, **57**(16): 1400-1411.]
- [31] Zhou J, Zhou LZ, Xu WB. Diversity of wintering waterbirds enhanced by restoring aquatic vegetation at Shengjin Lake, China. *Science of the Total Environment*, 2020, **737**: 140190. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.140190.
- [32] Gong N, Niu ZG, Qi W *et al.* Driving forces of wetland change in China. *Journal of Remote Sensing*, 2016, **20**(2): 172-183. DOI: 10.11384/jrs.20164210. [宫宁, 牛振国, 齐伟等. 中国湿地变化的驱动力分析. 遥感学报, 2016, **20**(2): 172-183.]
- [33] Huang MN, Ma T. Assessing the impacts of China's road network on landscape fragmentation and protected areas. *Journal of Geo-information Science*, 2019, **21**(8): 1183-1195. DOI: 10.12082/dqxkx.2019.190059. [黄梦娜, 马廷. 中国道路网引起的景观破碎格局及其对保护区的影响. 地球信息科学, 2019, **21**(8): 1183-1195.]
- [34] Li DY, Pan GX. Cultivation of wetlands and changes of soil organic carbon content in the middle and lower reaches of Yangtze River. *Wetland Science*, 2009, **7**(2): 187-190. [李典友, 潘根兴. 长江中下游地区湿地开垦及土壤有机碳含量变化. 湿地科学, 2009, **7**(2): 187-190.]
- [35] Huang L. The responses of microbe to the different reclamation periods and land-use patterns of Poyang Lake wetland [Dissertation]. Nanchang: Jiangxi Normal University, 2013. [黄莉. 微生物对鄱阳湖湿地不同围垦时间及土地利用类型的响应[学位论文]. 南昌: 江西师范大学, 2013.]
- [36] Xia ZJ, Jiang ZG, Xie H *et al.* Functional groups of fish community in the Huayang lake group and their response to enclosure culture. *Chinese Journal of Ecology*, 2018, **37**(2): 438-445. DOI: 10.13292/j.1000-4890.201802.006. [夏治俊, 蒋忠冠, 谢涵等. 华阳湖群鱼类功能群及其对围网养殖的响应. 生态学杂志, 2018, **37**(2): 438-445.]
- [37] 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. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.04.200.
- [38] Quan Q, He NP, Zhang Z *et al.* Nitrogen enrichment and grazing accelerate vegetation restoration in degraded grassland patches. *Ecological Engineering*, 2015, **75**: 172-177. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.11.053.
- [39] Ma XL. Study on the impact of grazing on the lake beach plant communities and soil physical and chemical properties [Dissertation]. Hefei: Anhui University, 2010. [马秀玲. 放牧对巢湖滩涂植物群落及土壤理化性质影响研究[学位论文]. 合肥: 安徽大学, 2010.]