

基于景观开发强度法的湿地健康变化研究

张 淼, 刘俊国, 赵 旭, 陈恣恣

(北京林业大学 自然保护区学院, 北京 100083)

摘 要:基于景观开发强度法(LDI 方法),对黄旗海湿地生态系统健康受人类干扰程度进行评价。以黄旗海湖区及其缓冲区(100~600 m)为研究对象,根据 Landsat MSS、TM、ETM 影像解译得到 1976 年、1987 年、1993 年、1999 年、2006 年、2010 年的土地利用分类,计算不同土地利用类型(耕地、草地、裸地、湿地)的景观开发强度系数(LDI 系数),并加权计算各年总体 LDI 值。结果表明,湿地内部各土地利用类型 LDI 系数均呈现增加趋势,其中湿地增幅最大(77%)。空间 LDI 系数分布由湖区内部向边缘逐渐增加。湿地 LDI 值总体呈现增加的趋势,而生态系统健康呈下降趋势。1976—1993 年黄旗海湿地及其缓冲区处于“健康”状态,1993—1999 年生态系统由“健康”向“一般”过渡,1999—2010 年彻底转变为“一般”。湖区不合理的农田耕作、草地放牧以及非点源污染是造成 LDI 值逐年上升的主要原因。建议加强保护区建设,有效禁止湖区内部放牧及耕作,设立湖岸带缓冲区以减少农田非点源污染。

关键词:湖泊湿地; 湿地评价; 景观开发强度指数; 人类干扰指标

中图分类号:Q149;X171.1

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2014)03-0157-06

Assessment of the Changes of Wetland Health Based on Landscape Development Intensity Index

ZHANG Miao, LIU Jun-guo, ZHAO Xu, CHEN Min-min

(College of Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: In this paper, a landscape development intensity (LDI) approach was used to assess the ecosystem health of Huangqihai wetland. Huangqihai Lake and its buffer zones (100~600 m) was taken as the study area, and the land use classifications were extracted from the image interpretation of Landsat MSS, TM, and ETM. Then the landscape development intensity coefficient of different land use types (cropland, grassland, bare land, wetland) were calculated for 1976, 1987, 1993, 1999, 2006, and 2010, as well as the overall weighted LDI index value. The results showed that the LDI coefficients of all types of land use had an upward trend, in which wetland had the largest increasing rate (77%). The spatial distribution of the landscape development intensity coefficient gradually increased from the inner part of the lake to the edge of the lake. The LDI index of the Huangqihai lake and its buffer zones had an upward trend generally, making the ecosystem health aggravating. The study areas were in the state of health from 1976 to 1993, followed by the period of transition from ‘health’ to ‘sub-health’ during 1993—1999, and completely transformed into ‘sub-health’ from 1999 to 2010. The improper farming and grazing, as well as the agricultural non-point source pollution were the main reasons for the increase of LDI index. Therefore, we suggested that the enforcement of regulation should be improved in the protected area, grazing and farming should be banned in the lake, the lakeshore buffer reducing the non-point source pollution should be set up.

Key words: Lake Wetland; wetland health evaluation; landscape development intensity (LDI) index; Human disturbance index

湿地被誉为“地球之肾”,具备水质调节、水源供给、洪水调蓄、生物资源、休闲游憩等多种生态系统服务功能。然而,湿地也是最易受人类活动干扰的脆弱生态系统^[1]。由于人类活动导致的过度垦殖、不合理

收稿日期:2013-12-14

修回日期:2013-12-30

资助项目:国家林业公益性行业科研专项(201204204);国家国际科技合作专项资助(2012DFA91530);中央高校基本科研业务费专项资金资助(TD-JC-2013-2);中组部首批青年拔尖人才支持计划;国家自然科学基金项目(51009005)

作者简介:张淼(1989—),女,辽宁盘锦人,硕士研究生,主要研究方向为湿地水文学。E-mail:zhang3shui@126.com

通信作者:刘俊国(1977—),男,山东莱芜人,博士,教授,主要从事水文水资源研究。E-mail:junguo.liu@gmail.com

水资源利用、过量的污染物排放,使得全球湿地退化严重,湿地面积急剧减小,湿地生态环境日趋恶化^[2]。近年来,我国政府通过湿地生态修复、退耕还湖、保护区建立等政策措施在一定程度上减缓了湿地退化的趋势。但由于监测条件有限,人类活动对湿地的影响很难量化评价^[3-4]。

为了对湿地进行从简单到复杂的全方位评价,20 世纪 90 年代美国环保局(EPA)提出了湿地评价的“三级”评价体系:景观尺度评价的 Level 1 方法、实地快速评价的 Level 2 方法、生物物理化学指标评价的 Level 3 方法^[5]。2005 年 Brown 等^[6]提出的景观开发强度方法(Landscape Development Intensity,以下简称“LDI 方法”),属于 EPA“三级”方法中的 Level 1 方法。LDI 方法认为,人类活动对自然环境的干扰反映在其自然生态系统人为的能量输入上。对一种土地利用类型输入的能量越大,表示人类对生态系统健康干扰越大,生态系统健康程度越低。该方法直接利用遥感数据,通过人类对土地利用的干扰情况评价湿地健康。由于简单易行,需要数据量较小,并能为管理者快速提供生态系统健康状况,已经在美国佛罗里达州^[7]、美国俄亥俄州^[8]等地区得到广泛应用。但目前在中国的相关研究和应用几乎处于空白。

本文结合研究区土地开发现状,将 LDI 方法应用于我国干旱区典型湖泊湿地黄旗海的生态系统健康评价中,并通过考虑各类土地开发活动引起的能源消耗随时间变化,实现 LDI 系数的时间序列核算,从而克服原方法只适合于单一年份或者土地利用类型变化较小的湿地评价,无法对演变中的湿地进行评价的问题。

1 研究区概况

黄旗海位于内蒙古自治区乌兰察布市察哈尔右翼前旗中南部,属于内陆闭塞湖泊,地理位置为东经 113°10′—113°23′,北纬 40°48′—40°55′,海拔高度 1 266 m。黄旗海处于典型的北方干旱地区,年平均气温 4.7℃,年平均降水量 369.7 mm,而年平均潜在蒸发量却高达 1 957.4 mm^[9]。补给水源主要来自霸王河和泉玉林河等 11 条河沟^[10],河水只进不出,矿物质沉积,湖水呈碱性。黄旗海地表平坦,略向湖心倾斜,由全新世湖积淤泥质黏土组成。洼地边缘有沼泽、洼地中土壤盐渍化较严重,地下水位较高,隐域性的低湿洼地上生长着芨芨草、寸草苔等杂类草为主的草甸植被,是野生湿地鸟类理想的栖息地。历史上湖水最大面积近 130 km²,平均湖深 2 m 左右,其中水深 1 m 的湖面约占 70%^[11]。近年来,由于工农业用

水量不断增加,流域内兴修水利,黄旗海湖面积逐渐缩小,工业废水不断向湖内排放,使湖水水质恶化。2008 年黄旗海彻底干涸,2012 年少有恢复。

2 研究方法 with 数据

2.1 LDI 系数核算

LDI 方法利用遥感、GIS 工具确定研究区土地利用空间分布,进而计算空间上不同土地利用类型的 LDI 系数,并以各土地利用占总体土地面积百分比作为权重计算总体 LDI 值^[6]:

$$LDI_{total} = \sum \%LU_i \cdot LDI_i$$

式中:LDI_{total}——研究区总体 LDI 值;%LU_i——第 *i* 种土地利用类型的面积占土地总面积的百分比;LDI_i——第 *i* 种土地利用类型的 LDI 系数。

LDI 系数的计算方法为:(1) 调查某种土地利用类型因人类活动而产生的能源消耗项目(除可更新能源之外);(2) 核算各能源消耗项目所产生的能值;(3) 各土地利用类型消耗的能值取自然对数并标准化到 1 至 10 之间,即为 LDI 系数^[6]。其中,1 代表处于完全自然状态下的土地,10 代表被人类高度开发的土地^[6]。研究区总体 LDI 值越大,表明人类干扰强度越强烈。

数据方面,以黄旗海湖区作为研究对象,对湖区周围 6 个缓冲区宽度(100, 200, 300, 400, 500, 600 m)进行评价。根据 Landsat MSS、TM、ETM 影像解译得到 1976 年、1987 年、1993 年、1999 年、2006 年、2010 年的土地利用类型分类数据^[12]。利用 ArcGIS 对遥感影像的结果进行统计,得到黄旗海湖区空间栅格大小为 30 m×30 m 的主要土地利用类型(湿地、裸地、草地、以及耕地)。

2.2 各土地利用类型能耗

LDI 方法的实质是核算不同土地利用类型的能值输入量(可更新能源除外),以 LDI 系数表示^[13]。能值是生产产品或服务所需要的直接及间接能量,以太阳能焦耳作为统一的衡量单位[(sej/(hm²·a))]^[14]。能值使用大自然的价值体系,基于有效能量的流动,从环境、社会和经济等方面全面客观地衡量商品及服务价值,为全面有效客观地评价生态系统健康提供统一的计量标准^[15]。

各土地利用类型的能值输入可归为四种类型:源于自然系统的可更新能源,不可更新能源,来自于社会环境的物资材料和服务(图 1)^[16]。以农田为例,可更新能源包括太阳能、雨水化学能、雨水势能、风能等^[17];不可更新能源为净表土损失能;物资材料为杀

虫剂、磷酸盐、氮肥等,服务输入例如劳工等^[18]。LDI 方法认为除可更新能源之外,其它能值的输入代表人类对生态系统健康的干扰^[6]:能值越高,生态系统健康程度越低。

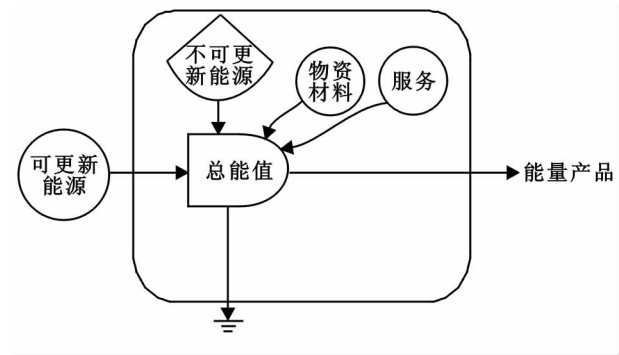


图 1 通用生产系统的能值系统关系

为了使 LDI 方法能够适用于研究区,本研究对 Brown 等^[6]的能耗核算方法进行相应调整,首先,本文加入了农业非点源污染的能耗。农业非点源污染是指农田中的土粒、氮素、磷、农药及其它有机或无机污染物在降水或灌溉过程中,通过农田地表径流、农田排水和地下渗漏,排入水体所造成的污染^[19]。全国第一次污染源普查结果显示,农业源污染(大部分为非点源污染)对污染物总量(COD、氮、磷)的贡献高达 46%^[20]。考虑黄旗海农业非点源污染的能耗是因为:(1) 黄旗海湖区污染较为严重,2011 年的调查结果显示,黄旗海水质为劣 V 类;(2) 黄旗海周边地区基本不存在工业,但农田较多。可以判断化肥以及农药的使用所产生的农业非点源污染是黄旗海的主要污染源。本文采用的非点源污染计算公式如下^[21]:

$$NPS = \sum H \times 10\%$$

式中:NPS——非点源污染量;H——化肥(N、P、K)的施用量;10%——假设根区水平平衡后污染物流入水体的百分比^[21]。本文假设黄旗海各项土地利用类型都存在非点源污染输入。

其次,开发 LDI 方法的最初目的是为管理者提供一种快速评估地区生态系统健康状况的工具^[4]。Brown 所提出的 LDI 方法,因为其能耗项目固定不变,只能评价单一年份或者土地利用类型变化较小湿地的生态系统健康。本文考虑了能耗项目随时间的变化,使结果能够反映湿地生态系统健康的变化趋势。能值核算需要的数据包括:能耗项目,输入量以及能值转换率,能耗项目根据现场调研结合文献查阅获得^[22-23],输入量主要来自《内蒙古统计年鉴》^[24],能值转换率根据 Brown 结果^[6]获得。

3 结果与分析

3.1 各土地利用类型面积变化

各土地利用类型的面积及占总面积的百分比见表 1。可以看出,1976 年黄旗海湖区大部分面积以湿地为主(88%),伴有部分草地(12%),耕地和裸地面积为 0。随着时间的推移,湿地面积占比例逐渐缩小,到 2006 年达到最小值(19%),到 2010 年有所恢复(33%)。自 1993 年建立“黄旗海自然保护区管理站”以来,已经禁止在湖区内部放牧和耕作,但违禁放牧和违法耕作仍时有发生。表现在面积上,草地面积逐渐增大,到 2010 年其所占比例达到最大值 45%。较大面积的草地也间接引发了湖区内部违禁放牧的情况。湖区内部耕作情况同样没有完全禁止,在 2006 年其所占比例达到最大值 7%。值得注意的是,2006 年和 2010 年湖区内开始出现裸地。通过表 1 可以发现,由于草地与耕地的面积之和在这两年几乎没有变化,可以判断裸地是由湿地转化而来。这一转化在 1999—2006 年间较高(58%的湿地转化为裸地),而 2006—2010 年又发生了逆向转化(43%的裸地转化为湿地)。将裸地转化为湿地应是今后湿地恢复的重点。

表 1 黄旗海湖区土地利用类型及面积

| 年份 | 湿地 | | 草地 | | 耕地 | | 裸地 | |
|------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|--------------------|-------|
| | 面积/km ² | 百分比/% | 面积/km ² | 百分比/% | 面积/km ² | 百分比/% | 面积/km ² | 百分比/% |
| 1976 | 100.56 | 88 | 13.91 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 1987 | 81.5 | 71 | 32.3 | 28 | 0.65 | 1 | 0 | 0 |
| 1993 | 62.11 | 54 | 46.37 | 41 | 5.98 | 5 | 0 | 0 |
| 1999 | 65.14 | 57 | 43.88 | 38 | 5.44 | 5 | 0 | 0 |
| 2006 | 21.73 | 19 | 47.27 | 41 | 7.88 | 7 | 37.58 | 33 |
| 2010 | 38.12 | 33 | 51.33 | 45 | 3.58 | 3 | 21.44 | 19 |

3.2 各土地利用类型能耗

对各研究年各土地利用类型能耗及相应的 LDI 系数随时间变化进行核算。表 2 显示了 2010 年各土地利用类型能耗项目及其产生的单位面积能值。可以看出,各土地利用类型中,耕地单位面积能值最高,

表明其受人类干扰程度最大。其次是草地与裸地,湿地最低。这是因为,耕地在所有土地利用类型中能值输入项目最多,且数值均较大。而农药和化肥的直接输入是耕地总体能耗最大的主要原因。按照 Brown 的假设,湿地由于是自然系统并没有能源输入,其单

位面积能值为 $0^{[6]}$ 。但 Brown 并没有考虑农业非点源等排污活动对湿地的间接影响。通过计算农业非点源污染,黄旗海湖区内的湿地在 2010 年产生 $6.2 \times 10^{14} \text{ sej}/(\text{hm}^2 \cdot \text{a})$ 的能值消耗。对于草地与裸地来说,其单位面积能值的计算结果同样由于考虑农业非点源污染而增大。

表 2 2010 年各土地利用类型能值

| | 序号 | 能耗项目 | 能值转换率/ (sej/unit) | 各项单位面积太阳能值/ (sej · hm ⁻² · a ⁻¹) | 单位面积总能值/ (sej · hm ⁻² · a ⁻¹) |
|----|----|----------|----------------------|--|---|
| 湿地 | 1 | 非点源污染(N) | 4.05E+10 | 4.5765E+14 | 6.2E+14 |
| | 2 | 非点源污染(P) | 3.7E+10 | 1.5984E+14 | |
| | 3 | 非点源污染(K) | 1.85E+09 | 3.774E+12 | |
| 裸地 | 1 | 净表土损失 | 74000 | 6.55E+14 | 1.3E+15 |
| | 2 | 非点源污染(N) | 4.05E+10 | 4.5765E+14 | |
| | 3 | 非点源污染(P) | 3.7E+10 | 1.5984E+14 | |
| | 4 | 非点源污染(K) | 1.85E+09 | 3.774E+12 | |
| 草地 | 1 | 净表土损失 | 74000 | 1.6981E+15 | 2.3E+15 |
| | 2 | 非点源污染(N) | 4.05E+10 | 4.5765E+14 | |
| | 3 | 非点源污染(P) | 3.7E+10 | 1.5984E+14 | |
| | 4 | 非点源污染(K) | 1.85E+09 | 3.774E+12 | |
| | 5 | 燃料 | 66000 | 7.5227E+12 | |
| | 6 | 机械能 | 7.5E+07 | 2.7465E+12 | |
| | 7 | 劳动力 | 3.8E+06 | 4.7365E+12 | |
| | | | | | |
| 耕地 | 1 | 净表土损失 | 74000 | 3.8406E+15 | 3.12E+16 |
| | 2 | 化肥(N) | 4.05E+10 | 4.5765E+15 | |
| | 3 | 化肥(P) | 3.7E+10 | 1.5984E+15 | |
| | 4 | 化肥(K) | 1.85E+09 | 3.774E+13 | |
| | 5 | 农药 | 5.87E+12 | 6.5607E+14 | |
| | 6 | 农业机械能 | 5.87E+12 | 7.0363E+14 | |
| | 7 | 劳动力 | 1.24E+06 | 2.263E+15 | |
| | 8 | 种子 | 3.79E+14 | 1.7513E+16 | |

根据各土地利用类型能值得到相应的 LDI 系数(图 2)。LDI 系数的大小排列与各土地利用类型能值大小一致。其中,湿地的 LDI 系数最低(1.00~1.77),耕地最高(4.65~5.51)。时间变化方面,1976—2010 年间所有土地利用类型的 LDI 系数都呈现增加的趋势。其中湿地增幅最大,LDI 系数增加了 77%。这表明湿地对人类干扰最为敏感,恶化程度最快。其次是裸地(31%)、耕地(18%)与草地(10%)。

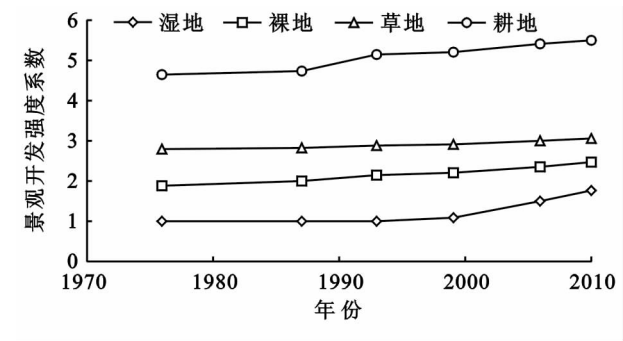


图 2 各土地利用类型景观开发强度系数值

3.3 LDI 系数空间变化

选取黄旗海湿地及其周围 100~600 m 缓冲区,将每一个栅格当作一个景观单元,得到黄旗海湖区(包含 600 m 缓冲带)在 1976—2010 年间 6 a 的 LDI 系数空间分布图(图 3)。根据 Brown 的研究,LDI 系

数在 1~2 之间属于自然类型湿地。而 LDI 系数为 1 属于纯自然湿地,表明湿地不受任何人类干扰,生态系统健康程度最佳^[5]。从图 3 可以看出,黄旗海湿地从内向外 LDI 系数逐渐增大。边缘 LDI 系数最大,且随时间逐渐增加,2010 年部分边界 LDI 系数达到最大值 5.51。而自然类型湿地主要分布在湖区内部,其面积总体呈现减少的趋势。而纯自然类型湿地的变化则显示了人类干扰活动从湖区边缘向内部的延伸:1976 年黄旗海湖区近 80% 土地的 LDI 系数为 1,整个湖区受人类干扰程度非常低。1976—1993 年,纯自然类型湿地的面积逐渐变少,从 77% 下降到 42%。1999 以后纯自然类型湿地已经消失。

3.4 黄旗海湿地及其缓冲区生态系统健康变化评价

图 4 展示了湖区及 6 个缓冲带的 LDI 值变化趋势。黄旗海湿地的 LDI 值在包含不同距离缓冲区下变化趋势基本一致,LDI 值随着缓冲区的扩大而逐渐变大。缓冲区大小与 LDI 值呈显著正相关($p < 0.001$)。参考 Brown 对 LDI 值进行的分类^[6],得出黄旗海湿地生态系统健康评价标准(表 3)。可以看出,1976 年和 1987 年 6 个缓冲区的 LDI 值均低于 2.0,说明 1976—1987 年黄旗海湖区及其缓冲区处于生态系统健康的状态。1987—1993 年间 LDI 值呈现增长

趋势,1993 年除湖区外,其它 6 个缓冲区 LDI 值均超过 2.0,黄旗海湿地处于生态系统健康程度由健康转为一般转折点。1999 年,湖区及其缓冲区均已超过 2.0,但 LDI 值变化不大。从 1999 年开始,LDI 值又

呈急剧上升趋势,接近于 3.0;2006—2010 年,LDI 值有略下降趋势。1999 年以后黄旗海湿地健康程度为“一般”。黄旗海湿地生态系统健康程度总体上呈现逐渐恶化的趋势。

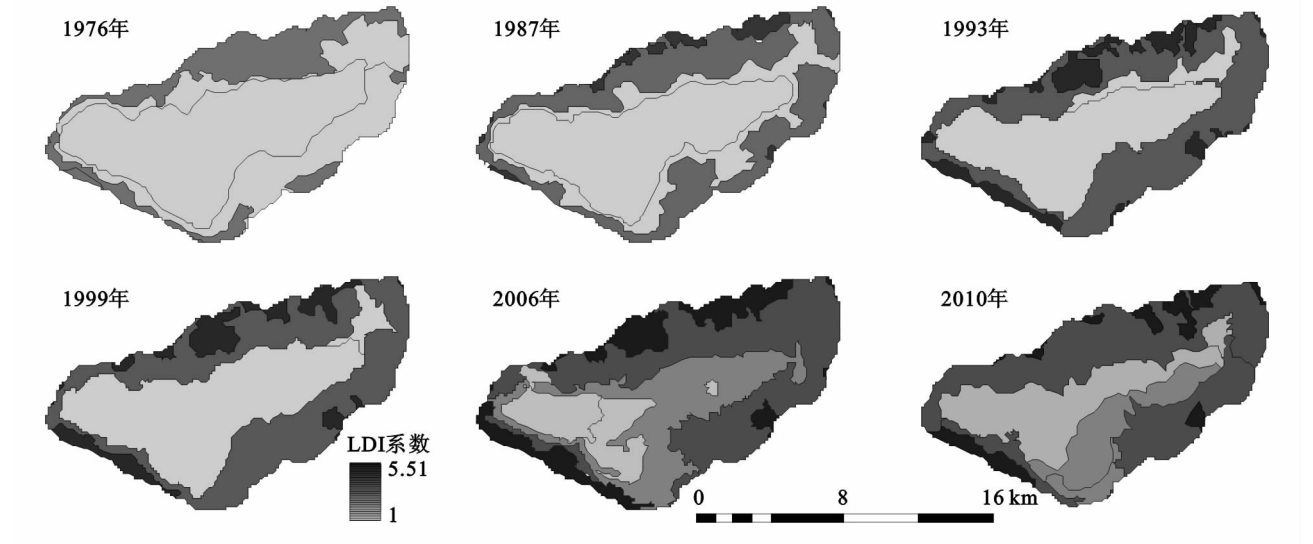


图 3 黄旗海湿地(包含湖区以及周边 600 m 缓冲带)的 LDI 空间分布

表 3 LDI 值评价湿地生态系统健康

| LDI 值 | 特征 | 健康程度 |
|-------|------------------------|------|
| 1~2 | 受人类活动干扰较小,土地类型接近于自然湿地 | 健康 |
| 2~5 | 受到一定人类活动干扰,土地类型接近于农田 | 一般 |
| >5 | 受到一定人类活动干扰较大,土地类型接近于城市 | 不健康 |

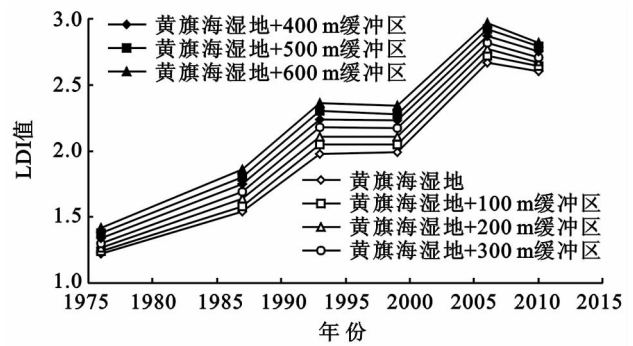


图 4 六期不同缓冲区 LDI 值

4 结论

本文采用 LDI 方法,结合遥感与 GIS 工具,对黄旗海湿地及其缓冲区 1976—2010 年 6 a 间的空间 LDI 系数以及总体 LDI 值进行核算,并进一步评价其生态系统健康变化。结果显示,1993—1999 年属于生态系统健康转变的过渡时期,在这一时期之前黄旗海湿地内部大部分地区仍属于纯自然类型湿地,人类干扰活动多发生在湖区边缘,生态系统处于“健康”状态。之后由于人类活动的加剧,其影响从边缘延伸到湖区内部所有地区,使得 1999—2010 年间生态系统处于“一般”的状态。由于黄旗海湿地位于季风边缘区,属于气候上的过渡地带和生态系统上的脆弱地

带,对人类和环境变化的响应十分敏感。因此本研究对研究气候过渡带典型湿地与人类活动的响应关系,湿地的管理与修复具有重要意义。

本文研究结果与实地考察调研结果相符合。黄旗海湿地 LDI 值 1976—1993 年呈上升趋势,通过实地考察及走访政府部门和周边村民得知,1976—1993 年黄旗海周边村民放牧问题较严重,并且化肥厂和糖厂对黄旗海的水污染较严重;1993—1999 年国家实施禁牧政策,并在 1993 年建立了黄旗海湿地自然保护区,黄旗海周边工厂逐渐停止运行,放牧问题和农业污染问题都得到了一定的制止,这对人类干扰活动产生了一定的抑制作用。1999—2006 年,黄旗海周边地区农业发展迅速,人类活动干扰加剧,2007 年开始黄旗海湖泊逐渐干涸,成为季节性湖泊。此后,黄旗海自治区级自然保护区加大对黄旗海的保护力度,抑制湿地生态系统恶化,2010 年,黄旗海湖泊面积也有少量增加,黄旗海湿地 LDI 值有所下降。可以看出,虽然黄旗海建立了自然保护区,但湖区不合理的农田耕作、草地放牧以及非点源污染仍然是造成 LDI 值逐年上升的主要原因。虽然设立了自治区级自然保护区,但只是进行了基本的圈地保护工作,保护区内放牧以及耕作仍然无法全面禁止,这也解释了为什

么保护区内有耕地这种土地利用类型。因此,首先应采取有效措施禁止湖区内部放牧及耕作现象,给予周边居民一定的生态补偿是一种可行的选择。其次,缓冲区大小与 LDI 值呈显著正相关,这说明黄旗海湿地不具备有效的湖岸带缓冲区,可以阻止农业非点源污染与泥沙向湖区内部的运移作用。因此,建议开展生态护岸建设,在湖区周边设置有效的湖岸带缓冲区。

参考文献:

- [1] 蒋卫国,李京,李加洪,等. 辽河三角洲湿地生态系统健康评价[J]. 生态学报,2005,25(3):408-414.
- [2] 杨永兴. 国际湿地科学研究的主要特点,进展与展望[J]. 地理科学进展,2002,21(2):111-120.
- [3] Martha A S, Eric D S, Joshua N C, et al. A practical guide for the development of wetland assessment method; the california experience[J]. Journal of the American Water Resources Association,2006,2(1):157-175.
- [4] 胡小龙,李锦荣,薛博,等. 农牧交错区湿地景观动态变化分析:以内蒙古多伦县为例[J]. 水土保持研究,2013,20(1):116-122.
- [5] Stapanian M A, Waite T A, Krzys G, et al. Rapid assessment indicator of wetland integrity as an unintended predictor of avian diversity[J]. Hydrobiologia,2004,520(1/3):119-126.
- [6] Brown M T, Vivas M B. Landscape development intensity index[J]. Environmental Monitoring and Assessment,2005,101(1/3):289-309.
- [7] Lane C R, Brown M T. Diatoms as indicators of isolated herbaceous wetland condition in Florida, USA [J]. Ecological Indicators,2007,7(3):521-540.
- [8] Mack J J. Landscape as a predictor of wetland condition: an evaluation of the Landscape Development Index (LDI) with a large reference wetland dataset from Ohio [J]. Environmental Monitoring and Assessment,2006,120(1/3):221-241.
- [9] 赵双吉,高文海,李建平,等. 黄旗海历史演变的分析及发展方向[J]. 内蒙古农业科技,2002(1):27-29.
- [10] 李华章,刘清泗,汪家兴. 内蒙古高原黄旗海、岱海全新世湖泊演变研究[J]. 湖泊科学,1992(1):31-39.
- [11] 李栓科,王涛. 全新世内蒙南缘黄旗海湖面的波动[J]. 湖泊科学,1993(4):324-334.
- [12] 陈恣恣,刘俊国. 黄旗海流域景观格局动态分析[J]. 西北林学院学报,2014(待刊).
- [13] Reiss K C, Brown M T, Lane C R. Characteristic community structure of Florida's subtropical wetlands: the Florida wetland condition index for depressional marshes, depressional forested, and flowing water forested wetlands [J]. Wetlands Ecology and Management,2010,18(5):543-556.
- [14] Odum H T. Environmental Accounting: Emergy and Environmental Decision Making[J]. New York: John Wiley and Sons,1996:20-50.
- [15] 李双成,傅小锋,郑度. 中国经济持续发展水平的能值分析[J]. 自然资源学报,2001,16(4):297-305.
- [16] 梁春玲,谷胜利. 南四湖湿地生态系统能值分析与区域发展[J]. 水土保持研究,2012,19(2):185-189.
- [17] 韩瑛,冯文勇. 宁夏移民区种植业生态系统的能值分析[J]. 水土保持研究,2010,17(6):263-267.
- [18] 蓝盛芳,钦佩. 生态系统的能值分析[J]. 应用生态学报,2001,12(1):129-131.
- [19] 张水龙,庄季屏. 农业非点源污染研究现状与发展趋势[J]. 生态学杂志,1998,17(6):52-56.
- [20] 张蓉. 农用地利用方式与非点源污染控制政策研究[D]. 杭州:浙江大学,2012.
- [21] Chapagain A K, Hoekstra A Y, Savenije H H G, et al. The water footprint of cotton consumption: An assessment of the impact of worldwide consumption of cotton products on the water resources in the cotton producing countries[J]. Ecological Economics,2006,60(1):186-203.
- [22] 郭婧. 典型草原放牧生态系统能值分析与评价[D]. 呼和浩特:内蒙古大学,2009.
- [23] 王瑗. 流域尺度景观格局时空演变与生态系统健康评价研究[D]. 长春:东北师范大学,2012.
- [24] 内蒙古统计年鉴[M]. 呼和浩特:中国统计出版社,1993—2010.