

查干湖湿地水环境演变特征分析

李然然^{1,2}, 章光新¹, 魏晓鸿³, 刘 艳³, 张 蕾¹, 孙 爽^{1,2}

(1. 中国科学院东北地理与农业生态研究所湿地生态与环境重点实验室, 吉林 长春 130102;

2. 中国科学院大学, 北京 100049; 3. 吉林省水文水资源局松原分局, 吉林 松原 138000)

摘要: 查干湖湿地是吉林西部重要的生态屏障, 分析其水环境演变特征, 可为保障其水环境安全提供科学依据。利用1982~2011年的水位资料和1985~2011年的水质资料分析其水环境演变特征, 采用卡尔森指数法和模糊综合评价法对查干湖湿地进行综合营养状态和水质状况评价。结果显示引松工程通水后湿地水位得以恢复并稳定在129.8~130.3 m; 20世纪80年代末湿地水环境大幅改善, 水体盐碱化、富营养化、有机污染得以缓解, 但2006年以来水质碱化和有机污染加剧, 水质由III类演变为IV类。现阶段农田退水缓解了主湖区的碱化且暂未加剧其水体富营养化。查干湖水受流域陆源排放、湖泊内源释放及水文情势等多重因素的交互作用, 呈以磷素为限制的中营养状态, 应控制区域生活污水和畜禽粪便的污染以保护其水环境健康。

关键词: 水环境; 水文情势; 水质演化; 查干湖湿地

中图分类号: X543

文献标识码: A

文章编号: 1000-0690(2014)06-0762-07

水是维系湿地生态系统稳定和健康的决定性因子^[1], 湿地的水环境(主要指水文情势、水质状况等)是湿地生态系统的重要组成部分, 也是导致湿地的形成、发展、演替、消亡与再生的关键^[2,3]。全球气候变化与高强度人类活动改变了湿地水环境状况, 导致湿地水资源短缺、面积萎缩乃至消亡、水质恶化、生境破坏、生物多样性减少等一系列水与生态问题, 已引起国际社会的普遍关注^[4,5]。国内外湿地水环境演变的研究多结合RS、GIS手段, 综合社会经济要素, 关注于气候变化和人类活动影响下湿地水环境长时间序列的变化及趋势^[6,7]。

查干湖是中国半干旱区典型的苏打盐碱型平原浅水湖泊, 是吉林西部重要的生态屏障, 也是吉林省最重要的渔业基地。据查干湖志, 查干湖年鱼捕捞量为 5.7×10^3 t, 年产芦苇 3.5×10^4 t, 具有重要的经济价值。但查干湖湿地现已面临农业面源污染、碱化、有机污染等生态环境问题^[8-10], 生态功能和渔业经济价值受到威胁。目前, 吉林省承担着增产百亿斤粮食的重任, 主要途径之一开发盐碱荒地发展灌区, 农田退水中的盐碱、N、P污染物势

必会对查干湖湿地水环境安全和生态系统健康带来潜在风险。因此, 开展查干湖湿地水环境演变特征研究, 可为保护与维持湿地生态系统健康及水环境安全提供详实可靠的依据, 并为西部土地整理工程对查干湖水质影响的预测与评估提供基础资料。

1 研究区概况与研究方法

1.1 研究区概况

查干湖(124°03'E~24°34'E, 45°05'N~45°30'N)位于松嫩平原中部, 是国家级自然保护区。查干湖湿地是由湖泊、沼泽、沼泽化草甸等不同生态系统复合而成的、以浅水型湖泊为核心的典型湿地生态系统, 属半干旱温带大陆性季风气候, 1980~2012年年均温5.7℃, 年降水量422 mm, 4~9月降水量占全年85.5%。

广义的查干湖由查干湖、新庙泡、辛甸泡、库里泡组成, 新庙泡经人工渠与查干湖贯通并由渠尾川头闸控制湖、泡之间的水位, 查干湖泄水入库里泡后进入嫩江(图1)。

收稿日期: 2013-11-25; **修订日期:** 2014-01-10

基金项目: 吉林省重点科技攻关项目(20130206012SF)、水利部公益性行业科研专项经费项目(201401014)和国家重点基础研究发展计划(973)项目(2010CB428404)资助。

作者简介: 李然然(1986-), 女, 山东泰安人, 博士研究生, 主要从事水资源与水环境方面研究。E-mail: liranran000@163.com

通讯作者: 章光新, 研究员。E-mail: zhgx@neigae.ac.cn

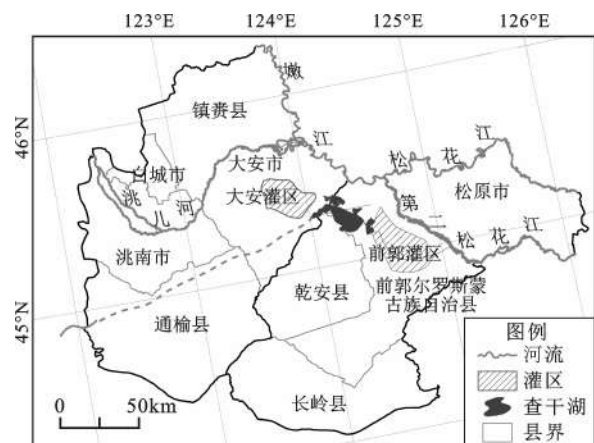


图1 查干湖及周边灌区位置

Fig.1 The location of Chagan Lake and distribution of irrigated area

1.2 研究方法

1.2.1 数据来源

文中所用查干湖湿地历史水位资料来自于《查干湖渔场志》^[11]及松原市水文局,历史水质资料来自于《引松工程志》^[12]、吉林省水文局、中科院东北地理与农业生态研究所。

1.2.2 基于卡尔森指数的综合营养状态评价

采用卡尔森指数法对查干湖湿地进行综合营养状态评价^[13],计算公式为:

$$TLI = \sum_{j=1}^m W_j \times TLI(j)$$

式中, TLI —综合营养状态指数; W_j —第 j 种参数营养状态指数的相关权重; $TLI(j)$ —第 j 种参数的营养状态指数。本文选取叶绿素 a (chl- a)、透明度(SD)、总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸钾指数(COD_{Mn})5个参数为评价指标。

1.2.3 基于主成分赋权法的水质模糊数学综合评价

1) 建立评价因子集: 筛选 p 个环境因子为评价指标, 建立因子集:

$$U = \{X_1, X_2, \dots, X_n\};$$

2) 建立评价集: 根据《地表水环境质量标准》(GB3838-2002)^[14], 地表水水域功能和保护目标, 将地表水水质分成5类, 故确定评价集为:

$$V = \{I, II, III, IV, V\};$$

3) 建立隶属度函数矩阵 R :

$$R = \begin{bmatrix} r_{11} & r_{12} & \cdots & r_{1n} \\ r_{21} & r_{22} & \cdots & r_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ r_{p1} & r_{p2} & \cdots & r_{pn} \end{bmatrix}$$

R 代表了每一种污染因子对每一级环境质量标准的隶属程度, 矩阵中的元素 r_{ij} 为第 i 种污染因子定位于第 j 级标准的可能性, 即第 i 种污染因子对 j 级标准的隶属度; 本文用降半梯形分布来刻画隶属度^[15], 其隶属度函数为:

$$r_{ij} = \begin{cases} 1 & C_i \leq S_j \\ \frac{S_{j+1} - C_i}{S_{j+1} - S_j} & S_j < C_i < S_{j+1} \\ 0 & C_i \geq S_{j+1} \end{cases}$$

式中, S_j 为评价因子 i 第 j 类水质的国家标准值; C_i 为评价因子 i 的监测值;

4) 通过 SPSS16.0 进行主成分分析确定权重, 其分析步骤如下: 将原始数据标准化; 建立变量的协方差阵; 计算相关系数阵的特征根及单位特征向量; 根据累计贡献率取主成分, 使其特征值大于1或累计贡献率大于85%, 选取 k 个主成分, 建立主成分模型:

$$F_1 = a_{11}x_1 + a_{21}x_2 + \cdots + a_{p1}x_p$$

$$F_2 = a_{12}x_1 + a_{22}x_2 + \cdots + a_{p2}x_p$$

$$\vdots$$

$$F_k = a_{1k}x_1 + a_{2k}x_2 + \cdots + a_{pk}x_p$$

其中, a_{ij} 描述第 i 个因子对第 j 个主成分的贡献, 它与该主成分对应方差的贡献率 E_j 的组合, 便是需要确定的第 i 个环境因子的权重值^[16], 即:

$$W_i = \sum_{j=1}^k |a_{ij}| \times E_j$$

$$\text{归一化处理: } W_i^0 = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^p W_i}$$

$$\text{得到权重集: } W = (w_1^0 \cdots w_i^0 \cdots w_p^0)$$

本文选取溶解氧(DO)、氨氮(NH₄⁺-N)、总氮(TN)、总磷(TP)、高锰酸钾指数(COD_{Mn})、重铬酸钾指数(COD_{Cr})、五日生物需氧量(BOD₅)7个指标为评价指标, 故 $p=7$, 因水质分为五类, 故 $n=5$ 。

5) 综合评价: 环境质量的模糊评价法归结为, 已知各污染因子对环境质量标准的隶属度函数矩阵 R 与各因子的权重向量 W , 求出向量 B (环境归属类别)。

$$B = W \times R = (b_1 \ b_2 \ \cdots \ b_n)$$

利用最大隶属度原则评价水体所属级别, b_j 反映了实际环境质量对各级环境标准的隶属水平, 找到它的最大值就可判断出实际环境质量的归类^[17]。

2 结果与讨论

2.1 查干湖湿地水文情势分析

水位的年际、年内变化显示:引松工程通水后,1984~1986年查干湖年内最高水位显著增加,由1983年的128.2 m涨至1986年131.23 m,1987~1997年在129.8~130.3 m小幅波动,1998年特大洪水导致嫩江和霍林河洪水倒灌使最高水位涨至132.03 m(图2);年内农田退水在每年4月20日左右流入查干湖,加之降雨的影响,在6~9月水位涨幅显著,9月20日左右农田退水停止,从10月中旬至次年4月20日由于没有水源补给,冬季蒸发渗漏导致水位下降30 cm左右(图3)。查干湖的补给水源,在1981~1985年期间,主要是天然水源,引松工程通水后,主要是人工水源。查干湖与地下水存在明显的交互关系,引松工程通水前,查干湖为地下水补给水量;引松工程通水后(1986年后),地下水为查干湖补给水量^[18]。

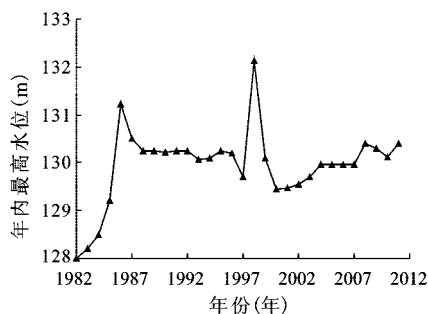


图2 年内最高水位变化趋势图

Fig.2 Annual changes of the highest daily water level in Chagan Lake

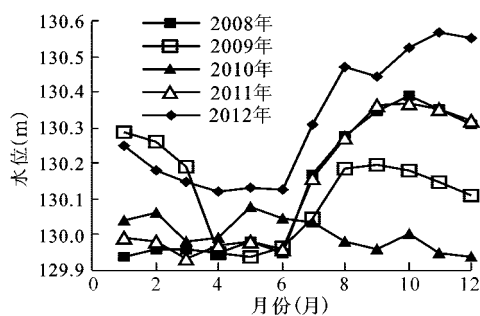


图3 查干湖月均水位变化趋势

Fig.3 Monthly changes of water level in Chagan Lake

2.2 查干湖湿地水质演变特征分析

2.2.1 水化学特征

对比引松工程通水前后水质发现(表1):查干

湖主湖区pH、硝酸盐、氨氮水平均下降明显,水质大幅改善;新庙泡pH、碱度、硝酸盐也有降低趋势但变幅略小,因农田退水中携有灌区流失的营养元素,氨氮增加。查干湖湿地主要依赖地表径流补给和降雨补给。20世纪70年代查干湖因上游经济发展,经济用水挤占生态用水,入湖径流量减少致使其pH高达12,水面面积不足50 km²,1984年引松工程运行将前郭灌区的农田退水引入查干湖,使得查干湖主湖区和新庙泡盐碱化得以缓解,但是其所携带的营养元素使首当其冲的新庙泡氨氮含量增加。

由查干湖水体piper三线图(图4)知,查干湖主湖区和新庙泡阳离子均以Na⁺为主,阴离子以HCO₃⁻为主。20世纪80年代后期查干湖主湖区水化学类型为HCO₃-Na型,新庙泡为HCO₃-SO₄-Na型,新庙泡TDS(991.0 mg/L)显著低于主湖区(2 146.44 mg/L)。2006年和2009年查干湖主湖区水化学类型仍为HCO₃-Na型,2009年新庙泡为HCO₃-Na-Ca-Mg型。较20世纪80年代后期,Na⁺控制作用下降、HCO₃⁻地位上升、含盐量显著下降。查干湖主湖区1994年9月TDS为1.78 mg/L^[19],1995及1996年分别为1.74 mg/L,1.40 mg/L^[11],与2006年(864.50 mg/L)、2009年(955.04 mg/L)对比发现,2006年与2009年的TDS显著降低。而查干湖土著鱼类受精卵发育和仔、幼鱼发育对盐度的耐受限度分别为2 g/L和3 g/L,目前盐度水平尚未达到对查干湖的渔业产生重大影响。

2.2.2 查干湖水水质时间演变特征

对比1985~2011年逐年9月水质的年际变化发现:引松工程通水初期查干湖水水质大幅改善,透明度曾不足10 cm^[11],近年来稳定在40~60 cm(图5a),处于富营养化水平,与前人研究结果一致^[9,20];营养元素含量逐年下降(图5b),1985年9月查干湖TN、NH₄⁺-N、TP浓度分别高达2.94 mg/L、1.45 mg/L、1.49 mg/L, TN、TP为劣V类水, NH₄⁺-N达IV类水^[14],2011年TN、NH₄⁺-N、TP浓度分别为0.36 mg/L、0.29 mg/L、0.22 mg/L,分别达到III类、II类和劣V类水质^[14];DO浓度由1985年的5.01 mg/L涨至1986年9.31 mg/L,近年来在7.8~9.0 mg/L间波动,为I类水质^[14](图5c);COD_{Mn}在1985~2008年呈现降低趋势,由16.82 mg/L降至5.5 mg/L,2009~2011年显著增至12 mg/L(图5d),达V类水质^[14]。

从2006~2011年pH在7.5~9.7间波动且呈增

表1 查干湖引松前后水化学性质对比表^[11]

Table 1 Hydrochemical characteristics of Chagan Lake before and after YinSong project^[11]

要素	查干湖主湖区			新庙泡		
	引松前	引松后		引松前	引松后	
	1984年	1985年5月	1986年5月	1984年	1985年5月	1986年5月
pH	10	9.2	8.8	8.5	8.4	8.0
硝酸盐 (mg/L)	1.58	0.19	0.29	1.21	0.21	0.175
氨氮(mg/L)	2.66	0.50	0.46	0.05	0.27	0.32

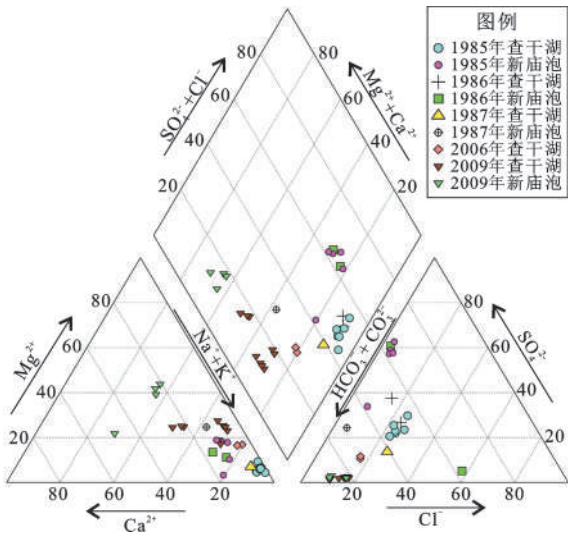


图4 查干湖水体piper三线图

Fig.4 Ternary diagrams of major cations and anions in Chagan Lake

加趋势;SD在丰水期波动较大,枯水期较高;DO在5.0~13.3 mg/L间波动,年际间略有下降,在生长季5~10月波动降低,DO浓度与温度负相关,在7、8月达到极小值,多年DO含量符合渔业水质标准^[19];Chl-a在0.7~22 μg/L之间波动,年际间呈下降趋势,峰值出现在8~9月;TN近年来在0.24~2.81 mg/L之间波动,年际间呈降低趋势;TP在每年7~10月波动显著。

20世纪80年代末,查干湖透明度升高、碱化、富营养化、有机污染得以缓解,水环境有了大幅改善,但2006年以来水质碱化、有机污染趋势加剧。水质呈以年为周期的变化特征:枯水期(10月~次年4月)查干湖处于冰封时期,外界干扰小,透明度较高、氮磷营养元素经芦苇收割、水生生物捕获且外源输入降低,由于温度低DO水平相对较高,此阶段水质较好;随雨季到来,农田退水、地表径流

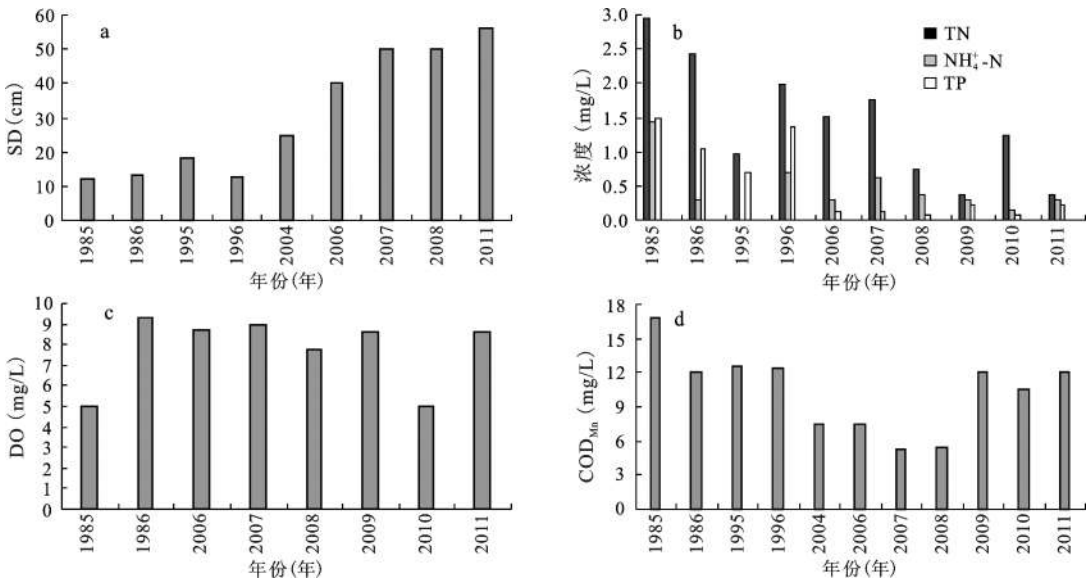


图5 查干湖水质年际演化趋势

Fig.5 Interannual variations of water quality in Chagan Lake

汇聚非点源污染物, TN、TP 出现起伏, 丰水期(7~9月)随降雨的增多, 雨水冲刷陆域和湖岸聚集的污染物, 及旅游发展的干扰、浮游生物生长、风浪的影响使透明度波动下降, 同时伴随着对污染物的稀释、生物的吸收, 湖体的 TN、TP 逐渐降低, 而生长季末期降雨减少、入湖径流量减少使 TN、TP 在 9~10 月大幅回升。

2.2.3 查干湖湿地水质空间差异

前郭灌区退水经高家桥进入新庙泡, 由新庙泡经川头闸流入查干湖主湖区, 诸多学者认为退水中携带的灌区土壤淋溶的盐碱已对湿地的生态系统健康构成威胁^[10,21]。通过对查干湖主湖区及新庙泡的进出口高家桥、川头闸水质分析可确定农田退水对查干湖主湖区和新庙泡的影响。

利用 SPSS16.0 对查干湖主湖区、高家桥、川头闸三点水质进行单因素方差分析及 LSD 检验发现: 三点 pH 在 0.05 的水平上存在显著差异, 主湖区>川头闸>高家桥, 均值分别为 8.7、8.5、7.9, 表明现阶段农田退水可缓解查干湖主湖区碱化; TN 水平三者之间没有显著差异, 但均值高家桥>主湖区>川头闸, 分别为 1.47 mg/L、1.20 mg/L、1.14 mg/L, 表明农田退水的确含有大量 N 素, 但经新庙泡的净化、吸附、植被吸收等作用后对查干湖主湖区的水质没有显著影响; 主湖区 TP 含量在 0.05 的水平上显著高于高家桥, 而川头闸与主湖区、高家桥没有显著差异, 均值表现为主湖区>川头闸>高家桥, 分别为 0.09 mg/L、0.07 mg/L、0.06 mg/L, 表明农田退水中所含的磷素较少, 查干湖底泥释放和再悬浮可能是影响其主湖区 P 含量的重要原因; 三点高锰酸钾指数在 0.05 的水平上存在显著差异, 表现为主湖区>川头闸>高家桥, 均值分别为 10.1 mg/L、8.2 mg/L、5.5 mg/L, 表明查干湖主湖区有机污染较为严重, 这主要是受外围牧区牲畜粪便及旅游业废水的影响。

2.3 查干湖水质营养化状态评价

2.3.1 基于卡尔森指数的综合营养状态评价

N/P 是评价湖泊富营养化状态的重要指标之一。研究表明, 藻类健康生长及生理平衡所需的氮磷质量比(N/P)为 7:1(氮磷原子数之比大于 16:1), 大于这一比例时磷成为限制性营养元素^[22]。2009~2011 年主湖区、高家桥、川头闸 N/P(质量比)分别在 1.5~120、2.2~95.3、1.5~53.25 之间变动, 三点没有显著性差异, 均值分别为 22.3、22.2、22.6, 各点年内变化趋势一致, 5~9 月在波动中减小, 10 月达到峰值(图 6)。查干湖水质呈现出磷限制的特征。

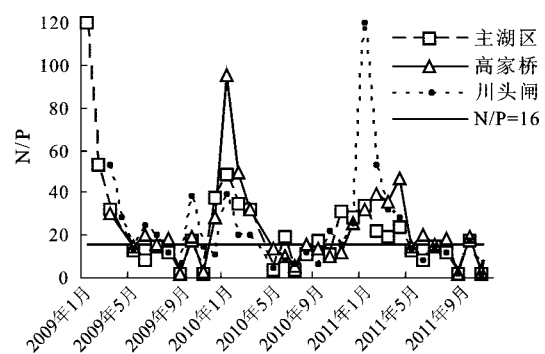


图 6 查干湖湿地 2009~2011 年 N/P 空间差异图

Fig.6 The spatial differences of N/P in Chagan Lake, 2009-2011

查干湖综合营养状态指数年际间呈降低趋势, 表明近年来富营养化趋势有所缓解(图 7a); 2011 年查干湖综合营养状态指数在 40.5~50.2 之间波动, 年均值为 50.0, 处于中营养状态, 空间上查干湖与川头闸差异不显著, 高家桥 TLI 在 0.01 的水平上极显著低于查干湖与川头闸($p=0.01$), 水质最好($30<TLI\leq 50$, 中营养; $50<TLI\leq 60$, 轻度富营养化)(图 7b)。这也表明现阶段农田退水未加剧查干湖湿地的富营养化水平。

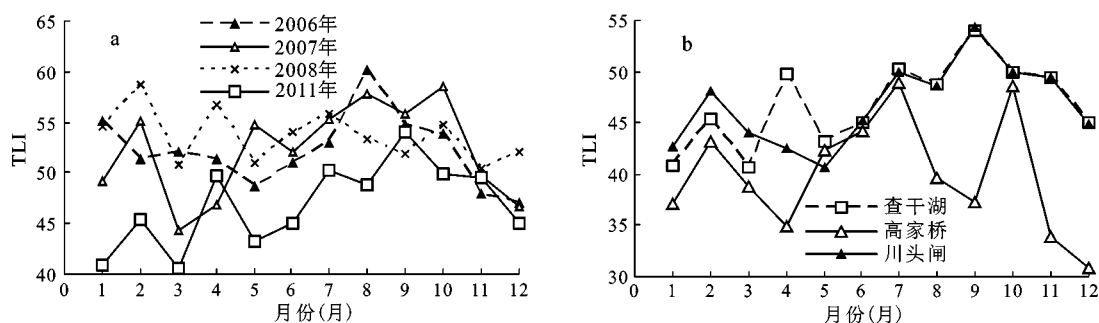


图 7 查干湖湿地 TLI 逐月变化趋势

Fig.7 Monthly variations of TLI in Chagan Lake

2.3.2 基于模糊综合评判法的水质评价

2006~2011 年水质变化情况显示(表 2),湖心水质对Ⅲ类水的隶属度显著下降,对Ⅳ类和Ⅴ类水的隶属度增大,水质由Ⅲ类演变为Ⅳ类,表明近 6 a 来查干湖水质呈现一定的恶化趋势。主要是由于 COD_{Mn}、TN、BOD₅及 TP 呈现渐趋增加的变化趋势,这与水质时间演变趋势一致。从主成分反映的指标(表 3)可以看出,2006~2011 年前两个主成分所反映的指标各不相同:2006 年第一主成分表现为有机污染型、2007 年表现为氮磷污染型、2008~2010 年为 N 污染和有机污染型、2011 年表现为氮污染型。表明查干湖氮污染加重,有必要针对性的控制查干湖区域生活污水和畜禽粪便的污染。

表2 基于模糊评判法的查干湖湿地水质变化趋势

Table 2 Water assessment based on the fuzzy comprehensive evaluation method in Chagan Lake, wetland

年份	I	II	III	IV	V	水质级别
2006	0.1350	0.1576	0.4257	0.2817	0	III
2007	0.1248	0.2842	0.3365	0.2545	0	III
2008	0.2717	0.2573	0.1622	0.2804	0	IV
2009	0.1855	0.2509	0.0617	0.2701	0.2318	IV
2010	0.1563	0.2513	0.0727	0.2778	0.2418	IV
2011	0.1712	0.2072	0.1637	0.2155	0.2045	IV

3 结 论

- 1) 引松工程通水后查干湖水位在 20 世纪 80 年代后期显著增加,近年来维持在 129.8~130.3 m。
- 2) 随水位的恢复,20 世纪 80 年代后期查干湖湿地盐碱化、富营养化、有机污染大幅缓解;目前农田退水可缓解查干湖主湖区碱化,其所含的 N 素,经新庙泡的缓冲对主湖区的水质没有显著影响;湖体底泥释放和再悬浮则可能是影响其主湖区 P 含量的重要原因。现阶段引松泄干的农田退水未加剧查干湖湿地富营养化,但未来松原市盐渍化荒地开发为灌区后,产生的高盐碱、富营养的农田退水对查干湖湿地的威胁亟待评估。
- 3) 查干湖水质受流域陆源排放、湖泊内源释放以及水文情势等多重因素的交互作用,呈以年为周期变化特征,2006 年以来富营养化缓解,但碱化、有机污染加剧,水质由Ⅲ类演变为Ⅳ类,呈以磷素为限制的中营养状态。
- 4) 为维系查干湖湿地水环境安全,特别是在

表3 主成分反映的评价指标

Table 3 Evaluation index reflected through principal component analysis

年份	主成分	与各主成分相关的指标
2006 年	I 主成分	COD _{Mn} 、COD _{Cr} 、BOD ₅
	II 主成分	DO、NH ₄ ⁺ -N、TP
	III 主成分	TN
2007 年	I 主成分	DO、NH ₄ ⁺ -N、TP
	II 主成分	COD _{Mn} 、BOD ₅
	III 主成分	COD _{Cr}
	IV 主成分	TN
2008 年	I 主成分	TN、BOD ₅
	II 主成分	DO、COD _{Mn}
	III 主成分	TP、COD _{Cr}
	IV 主成分	NH ₄ ⁺ -N
2009 年	I 主成分	NH ₄ ⁺ -N、COD _{Cr}
	II 主成分	DO、TN、BOD ₅
	III 主成分	TP、COD _{Mn}
2010 年	I 主成分	TN、COD _{Mn} 、COD _{Cr} 、BOD ₅
	II 主成分	NH ₄ ⁺ -N、DO
	III 主成分	TP
2011 年	I 主成分	DO、NH ₄ ⁺ -N
	II 主成分	TP、COD _{Cr}
	III 主成分	TN、COD _{Mn} 、BOD ₅

未来大规模盐碱地开发背景下保障湿地生态系统健康,亟需建立健全水环境监测系统,重点监控农田退水的污染,针对性的控制区域生活污水和畜禽粪便的污染,开展查干湖水环境的模拟与预测研究,评估其面临的潜在生态风险,为湿地水环境保护与管理提供科技支撑。

致 谢:感谢中国科学院东北地理与农业生态研究所杨富亿研究员对本文的修改。

参考文献:

[1] 章光新,尹雄锐,冯夏清.湿地水文研究的若干热点问题[J].湿地科学, 2008, 8(2): 105~115.

[2] 国家林业局.中国湿地保护行动计划[M]. 北京:中国林业出版社, 2000.

[3] 崔保山,杨志峰.湿地学[M]. 北京:北京师范大学出版社, 2006: 39~40.

[4] Woodrey M S, Rush S A, Cherry J A, et al. Understanding the Potential Impacts of Global Climate Change on Marsh Birds in

- the Gulf of Mexico Region[J]. Wetlands, 2012, **32**(1): 35-49.
- [5] Dube T, Chitiga M. Human impacts on macrophyte diversity, water quality and some soil properties in the madikane and du-fuya wetlands of Lower Gweru, Zimbabwe[J]. Applied Ecology and Environmental Research, 2011, **9**(1): 85-99.
- [6] 谢贵娟, 张建平, 汤祥明, 等. 博斯腾湖水质现状(2010~2011年)及近50年来演变趋势[J]. 湖泊科学, 2011, **23**(6): 837~846.
- [7] 靳晓莉, 高俊峰, 赵广举. 太湖流域近20年社会经济发展对水环境影响及发展趋势[J]. 长江流域资源与环境, 2006, **15**(3): 298~302.
- [8] 代雪静, 田卫. 查干湖水质污染分析及控制途径[J]. 干旱区资源与环境, 2011, **25**(8): 179~184.
- [9] 段洪涛, 于磊, 张柏, 等. 查干湖富营养化状况高光谱遥感评价研究[J]. 环境科学学报, 2006, **26**(7): 1219~1226.
- [10] 隋雪萍, 卢振兰, 李业东, 田卫. 灌溉回归水对水体环境质量影响及对策研究[J]. 长春理工大学学报(自然科学版), 2011, **34**(2): 157~160.
- [11] 闫来锁. 查干湖渔场志[M]. 长春: 吉林大学出版社, 2010: 60~61.
- [12] 前郭尔罗斯蒙古族自治县引松工程志[M]. 沈阳: 辽宁民族出版社, 2003.
- [13] 周晓铁, 韩宁宁, 孙世群, 等. 安徽省河流和湖库型饮用水水源地下水水质评价[J]. 湖泊科学, 2010, **22**(2): 176~180.
- [14] GB3838-2002, 地表水环境质量标准[S]. (国家标准)
- [15] 李莲芳, 曾希柏, 李国学, 等. 利用模糊综合评价法评价潮白河流域水质[J]. 农业环境科学学报, 2006, **25**(2): 471~476.
- [16] 陈书琴, 许秋瑾, 颜昌宙. 主成分分析赋权及其在水质评价灰色模型中的应用[J]. 昆明理工大学学报: 理工版, 2004, **33**(2): 78~81.
- [17] 蔡建安, 张文艺. 环境质量评价与系统分析[M]. 合肥: 合肥工业大学出版社, 2004: 35~37.
- [18] 孙爽, 章光新, 黄志刚, 等. 吉林省西部查干湖水文情势分析[J]. 湿地科学, 2013, **12**(1): 43~48.
- [19] 杨富亿. 查干湖的综合开发与利用[J]. 资源开发与市场, 1998, **14**(6): 247~249, 254.
- [20] 董建伟, 张晓辉. 查干湖水质与富营养化的特征和趋势[J]. 吉林水利, 2007, (10): 3~7.
- [21] 孙晓静, 王志春, 赵长巍, 等. 盐碱地农田排水对查干湖承泄区的水质影响评价[J]. 农业工程学报, 2011, **27**(9): 214~219.
- [22] Redfield AC. The biological control of chemical factors in the environment[J]. American Scientist, 1958, **46**(3): 205-222.

The Evolutional Characteristics of Water Environment of Chagan Lake Wetland

LI Ran-ran^{1,2}, ZHANG Guang-xin¹, WEI Xiao-hong³, LIU Yan³, ZHANG Lei¹, SUN Shuang^{1,2}

(1. Key Laboratory of Wetland Ecology and Environment, Northeast Institute of Geography and Agroecology, Chinese Academy of Sciences, Changchun, Jilin 130102, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Songyuan Branch, Hydrology and Water Resources Bureau of Jilin Province, Songyuan, Jilin 138000, China)

Abstract: Chagan Lake wetland is an important ecological barrier of the western Jilin Province. Analyzing the evolutional characteristics of the water environment will provide a scientific basis for the protection of the water environment security. The evolvement of water environment was comprehensively studied through analyzing the water level data from 1982 to 2011 and the water quality data in 1985-2011. Carlson trophic state index (TSI) and the fuzzy comprehensive evaluation method were used to assess the eutrophication level and the water quality. The results showed the water level was recovered and stabilized at 129.8-130.3 m after the operation of the channel transferring water from Songhua river to Chagan Lake. Water salinization, eutrophication, organic pollution were mitigated and the water environment improved considerably in the late 1980s, but the trend of alkalization and organic pollution has become serious since 2006 and the water quality evolved from III category to IV category. The trend of eutrophication has been relieved since 2006. Agriculture drainage has relieved the water salinization and hasn't aggravated the level of eutrophication in Chagan Lake temporarily. The water quality of Chagan Lake is accross-affected by terrestrial emissions in the catchment, endogenous releases and hydrological regimes and exhibits a remarkable phosphorus limited middle nutrition. Sewage and animals' feces pollution should be controlled to protect the water environment health.

Key words: water environment; hydrological regimes; water quality evolution; Chagan Lake wetland