

环境因子对乌梁素海水体营养状态的影响:基于 2013—2018 年监测数据的分析*

全 栋,张 生**,史小红,孙 标,宋 爽,郭子扬

(内蒙古农业大学水利与土木建筑工程学院,呼和浩特 010018)

摘 要: 为探明寒旱区浅水型湖泊乌梁素海水环境因子对水体营养状态的影响程度,以 2013—2018 年 1 月和 7 月湖泊水环境监测数据为基础,对具有典型代表性监测点的水体营养状态与水环境因子(盐度、pH 值和水深)之间建立向量自回归模型(VAR)模型,通过方差分解方法分析水环境因子对水体营养状态的贡献水平,同时界定出水体营养状态处于最佳水平条件下的水环境因子的适宜范围。结果表明:水环境因子对水体营养状态的方差贡献初期表现显著而后趋于稳定,且盐度、pH 值和水深指标的综合方差贡献率最高可达 66.62%;并以全湖 94.4% 的水体面积不呈现富营养化状态作为标准界定出乌梁素海水体处于最佳营养状态水平条件下盐度、pH 值和水深指标的适宜范围,分别为 0.06~2.68 g/L、7.50~8.63 和 1.76~3.50 m,且湖泊在此营养水平条件下全湖盐度、pH 值和水深指标的均值分别为 1.55 g/L、8.15 和 2.33 m。因此,可以通过人类活动调控湖泊水环境因子值,并实施以水养湖的策略来推动湖泊水体营养状态向良性发展。

关键词: 乌梁素海;水环境因子;营养状态;方差分解;VAR 模型

Impact of water environment factors on eutrophication status of Lake Ulansuhai based on monitoring data in 2013–2018 *

QUAN Dong, ZHANG Sheng**, SHI Xiaohong, SUN Biao, SONG Shuang & GUO Ziyang

(College of Water Conservancy and Civil Engineering, Inner Mongolia Agricultural University, Hohhot 010018, P.R.China)

Abstract: To get a better understanding of the impact of the major water environment factors on the eutrophication status of Lake Ulansuhai located in a cold and arid region, VAR model was introduced to identify the impact based on the water environment factors (such as salinity, pH and water depth) monitored in January and July between 2013 and 2018 at the typical representative sites in the lake. The contribution of the water environment factors to the eutrophication status was analyzed by the variance decomposition analysis method. The ranges of the water environment factors were suggested that would construct an appropriate eutrophication status in the lake. The results showed that the variance contribution of the water environmental factors to the eutrophication status of the lake was significant at the initial stage and then tended to be stable. The contribution rate by means of the comprehensive variance of salinity, pH, and water depth was up to 66.62%. This suggested that if the indexes of salinity, pH, and water depth in Lake Ulansuhai were controlled among the range of 0.06–2.68 g/L, 7.50–8.63, and 1.76–3.50 m respectively, the 94.4% of the lake open water area would not presented as eutrophication. In this case, the average of the salinity, pH, and water depth would be 1.55 g/L, 8.15, and 2.33 m, respectively. This indicated that the lake eutrophication status could be controlled to some extent through artificially regulating the lake water environment factors.

Keywords: Lake Ulansuhai; water quality factors; eutrophication status; variance decomposition; VAR model

寒旱区浅水型湖泊富营养化一直是较为突出的水环境问题之一,随着工业化、城镇化和农业现代化的推进,使得工业废水、农田退水与生活污水中大量的营养物质排入湖泊水体,造成水生生物的异常繁殖和水体生态功能的逐步恶化,导致湖泊水体富营养化的产生,对调节区域气候及水热平衡、涵养水源和净化水质

* 2019-10-11 收稿;2020-04-04 收修改稿。

国家自然科学基金项目(51669022,51509133)和国家重点研发计划项目(2017YFE0114800)联合资助。

** 通信作者;E-mail: shengzhang@imau.edu.cn.

及支撑区域经济发展产生严重的制约^[1-3]。湖泊富营养化水环境影响因子的研究起初主要是通过控制条件的培养实验,研究一种或多种水环境因子对水体富营养化的影响;随着对富营养化机理的深入研究,充分考虑水质因子、水文因子和气象因子的共同作用,逐步发展为研究耦合因子对水体富营养化的影响作用^[4-5];基于对水体富营养化的长期跟踪监测和数值模拟分析,结合对水生生态系统的水动力学、热力学和生物动态过程的综合分析,逐渐形成了富营养化确定性机理模型和数据驱动模型,进一步丰富和深化水环境因子对水体富营养化影响作用的研究^[6-7]。乌梁素海水体富营养化的形成是自然地质条件、气候环境特征与人类活动综合作用的结果,目前很多学者高度关注乌梁素海富营养化问题,通过野外遥感监测、室内生物实验和数值模拟等技术,从区域大气环境、冰-水二元环境及沉积物环境等不同角度对湖泊富营养化产生和发展的机理、水质演变特征及污染物迁移转化过程进行深入研究^[8-10]。近年来,通过开展生态工程措施对乌梁素海进行综合治理,自2013年起,黄河每年经红圪卜排水站向乌梁素海生态补水2亿~3亿 m^3 ,至2018年补水量增加到5.94亿 m^3 ;同时湖区内实施网格水道与生态过渡带人工湿地治理工程,在灌区内开展控肥、控药、控水和控膜等措施,减少了湖区内源和农业面源的污染,有效降低了盐碱向湖泊的排放量,使得乌梁素海水体的富营养化程度逐渐减轻。因此,实施生态补水和控制盐碱的入湖量等一系列有效措施,充分体现了对湖泊水环境因子的调控可以维持并推动乌梁素海的水质状况向良性发展^[11]。

乌梁素海作为寒旱区浅水型湖泊的典型代表,其具有独特的流域地质地貌环境、水文气候特征及特殊的富营养化形成机制,因此,开展乌梁素海湖泊水环境因子对水体营养状态影响程度的研究具有重要意义^[12-13]。基于之前的研究结果,通过对乌梁素海水体营养状态与水环境因子之间建立Logit模型和Probit模型,分析出影响湖泊水体营养状态最主要的水环境因子为盐度、pH值和水深,同时结合水环境指标的特征与典型代表性,以盐度、pH值和水深3个指标分别反映湖泊水体理化特征、湖泊水体无机物特征和湖泊环境与水动力特征,定性分析了湖泊水环境因子(盐度、pH值和水深)对水体营养状态的影响^[14]。现以2013—2018年每年1月和7月水质监测数据为基础,对典型代表性监测点构建营养状态与水环境因子(盐度、pH值和水深)之间的VAR模型,通过方差分解方法计算水环境因子对营养状态的贡献水平,定量地分析水环境因子对水体营养状态的影响程度,同时界定出乌梁素海水体的营养状态处于最佳水平条件下盐度、pH值和水深指标的适宜范围,旨在为乌梁素海湖泊水质改善、富营养化治理与水环境保护提供一定理论依据。

1 材料及方法

1.1 研究区概况

乌梁素海($40^{\circ}36' \sim 41^{\circ}03'N$, $108^{\circ}43' \sim 108^{\circ}57'E$)位于内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特前旗境内(图1),东起呼包鄂三角区,西至后套平原,南界黄河,北邻狼山,属典型寒旱区浅水型湖泊,是黄河流域具有重要生态功能的自然湖泊湿地。湖区呈东西束窄、南北狭长状,湖泊水体面积为320.1 km^2 (2019年),现状维持着4亿~5亿 m^3 的蓄水量(2019年);湖泊地处中国北方寒旱区,属典型中温带大陆型干旱、半干旱季风气候,区域辐射强烈,干燥少雨,气温和降水具有明显的季节性变化特征;流域内地质地貌形态主要由山前冲洪积平原、山麓阶地、风成沙丘及黄河冲洪积平原构成,沉积物以粗颗粒砂质为主;湖泊于每年11月初结冰,翌年3月末或4月初解冻消融,冰封期约5个月,2019年1月封冻期实测平均冰厚约为0.45 m ^[15]。

1.2 数据来源及处理

通过对乌梁素海水体在2013—2018年每年1月和7月进行多年连续采样监测(监测点如图1),利用综合营养状态指数法评定湖泊水体的营养状态,结合湖泊形态特

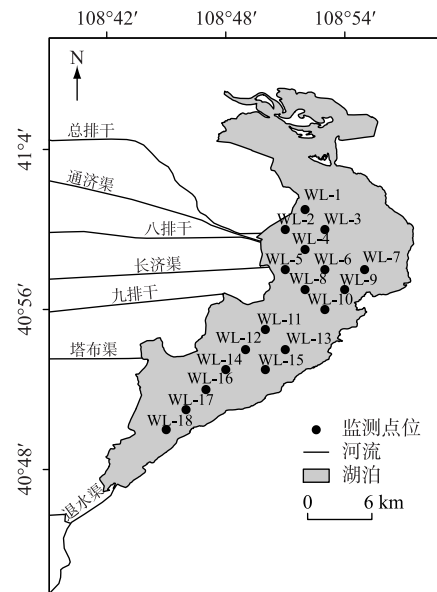


图1 研究区及监测点分布

Fig.1 Location of study area and monitoring sites

征、沿岸环境状况及水系分布特点,选取监测点 WL-1、WL-5、WL-7、WL-10、WL-12 和 WL-17(其中符号 WL 代表乌梁)作为代表,定量分析乌梁素海水环境因子盐度(S)、pH 值和水深(H)对湖泊水体营养状态的贡献水平,代表性监测点概况及典型特征如表 1 所示,其中盐度、pH 值和水深数据为 2013—2018 年实测均值。

表 1 监测点特征

Tab.1 Characteristics of monitoring sites

监测点	位置	水深/m	盐度/(g/L)	pH	特征
WL-1	41.02°N, 108.87°E	2.12	0.94	8.20	位于湖区北部,属芦苇生长和弱水循环交替区
WL-5	40.97°N, 108.85°E	1.94	1.16	8.09	位于湖区西部,紧临湖区入水口(红圪卜扬水站)
WL-7	41.97°N, 108.92°E	2.03	1.66	8.41	位于湖区东部,靠近东湖岸,湖水径流上游缓冲区
WL-10	40.93°N, 108.88°E	2.23	1.69	8.61	位于湖区东部,靠近东湖岸,属入湖水中游缓冲区
WL-12	40.90°N, 108.82°E	2.16	1.85	8.68	位于湖区中部,湖水径流中游及明水区
WL-17	40.83°N, 108.75°E	2.83	2.02	8.42	位于湖区南部,湖水径流下游及明水区

营养状态与水环境因子之间的冗余分析采用 Canoco 软件,数据处理及图形绘制采用 Excel、SPSS 和 ArcGIS 软件完成。水质因子总氮(TN)浓度、总磷(TP)浓度、重铬酸盐指数(COD_{Cr})及叶绿素 *a* (Chl.*a*) 浓度分别采用碱性过硫酸钾消解—紫外分光光度法、钼锑抗分光光度法、硫酸亚铁铵滴定法及丙酮萃取分光光度计法进行测定;SD、泥厚(h)和 H 分别采用塞氏盘法、测杆和声响仪测定,其余常规水质指标电导率(EC)、S、pH 值、水温(T)、溶解氧(DO)浓度和溶解性总固体(TDS)等均采用瑞士梅特勒多参数仪在取样时现场直接测定。

1.3 研究方法

1.3.1 综合营养状态指数法 综合营养状态指数法是以 Chl.*a* 作为基准参数,同时选取 TP、TN、透明度(SD)和重铬酸盐指数(COD_{Cr}) 4 个参数计算水体综合营养指数,进而评定水体营养状态,其计算公式如式(1)和(2)所示。其余参数指标的权重选取、营养状态参数计算及营养状态分级的标准依据《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》确定,其中营养状态具体划分为: $TLI(\Sigma) < 30$ 为贫营养, $30 \leq TLI(\Sigma) \leq 50$ 为中营养, $50 < TLI(\Sigma) \leq 60$ 为轻度富营养, $60 < TLI(\Sigma) \leq 70$ 为中度富营养, $TLI(\Sigma) > 70$ 为重度富营养^[16]。

$$TLI(\Sigma) = \sum_{j=1}^m W_j \cdot TLI(j) \quad (1)$$

$$W_j = \frac{r_{ij}^2}{\sum_{j=1}^m r_{ij}^2} \quad (2)$$

式中, $TLI(\Sigma)$ 为综合营养状态指数, W_j 为第 j 种参数营养状态指数的相关权重, $TLI(j)$ 为第 j 种参数的营养状态指数, r_{ij} 为第 j 种参数与基准参数 Chl.*a* 的相关系数, m 为评价参数的个数。Chl.*a* 单位为 mg/m^3 ,其余指标的单位均为 mg/L 。

1.3.2 向量自回归模型 本文采用向量自回归模型(VAR)数据分析方法研究乌梁素海水环境因子(盐度、pH 值和水深)对水体营养状态的影响关系,进一步采用方差分解方法计算各水环境因子对水体营养状态的方差贡献率,进而定量分析各水环境因子对水体营养状态的贡献水平。VAR 模型是揭示系统变量之间影响程度的一种数据分析方法,其广泛应用于社会、经济和环境等各个领域的研究,主要的研究对象有城市群中产业、人口与空间的影响关系,大气污染物对 PM_{2.5}的影响程度,冻土层年际变化的主要影响因素及经济增长对碳排放的影响程度等,是一种较为成熟的数据分析处理方法,其模型表达式如式(3)所示^[17-18]。

$$y_t = \varphi_1 y_{t-1} + \varphi_2 y_{t-2} + \dots + \varphi_p y_{t-p} + Hx_t + \varepsilon_t \quad (3)$$

式中, y_t 为 k 维内生变量列向量, x_t 为 d 维外生变量列向量, p 为模型滞后阶数, ε_t 为 k 维扰动列向量, φ 和 H 为待估计系数矩阵, t 为样本个数,取值为 $t=1, 2, 3, \dots, T$ 。

2 结果与分析

2.1 营养状态与水环境因子的关系

为探讨乌梁素海水体营养状态与水环境因子间的相关关系,对 *TLI* 与水环境因子进行相关性分析和冗余分析(表 2,图 2)。冗余分析结果表明,轴 1 和轴 2 的特征值分别为 0.633 和 0.249,所选取的水环境因子共解释了 88.2% 水体营养状态的变化信息,其中盐度、pH 值、水深、水温与 *TLI* 之间具有明显的相关性。相关性分析表明盐度、pH 值、水深、水温与 *TLI* 的相关性较高,相关系数分别为 0.526、0.436、0.569 和 -0.622,且盐度、pH 值、水温与 *TLI* 呈正相关,水深与 *TLI* 呈负相关。水温的变化对水生动植物光合作用强度与呼吸代谢速率产生一定的影响;盐度是湖泊水生生物的营养元素,参与水生生物物质的摄取与代谢、能量的转化与释放全过程;pH 值影响着水生生物的生存繁殖及水体一系列生物化学反应;水深及水深变化产生的流速梯度也在湖泊水体物理推动方面具有重要的作用^[19-20]。因此,水温、盐度、pH 值和水深是乌梁素海湖泊水体营养状态的重要影响因子。

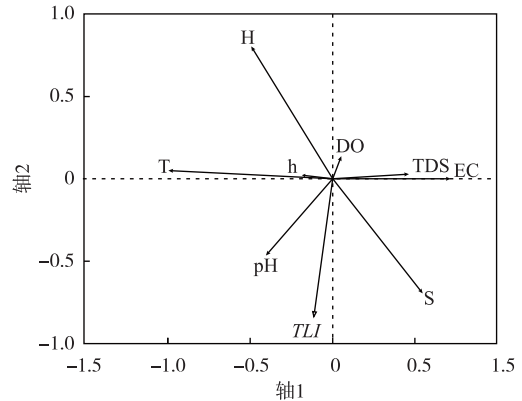


图 2 营养状态与水环境因子的 RDA 分析
Fig.2 RDA analysis of eutrophication status and water environment factors

表 2 *TLI* 与水环境因子间的相关性分析

Tab.2 Correlation analysis of *TLI* and water environment factors

	S	pH	H	EC	DO	TDS	h	T	<i>TLI</i>
S	1.000								
pH	0.061	1.000							
H	-0.856 **	0.252	1.000						
EC	0.628 *	-0.500	-0.396	1.000					
DO	0.014	-0.554	0.145	0.539	1.000				
TDS	0.198	-0.118	-0.161	0.460	0.168	1.000			
h	-0.083	0.149	0.119	-0.022	0.289	-0.375	1.000		
T	-0.581 *	0.381	0.540	-0.721 **	-0.043	-0.465	0.190	1.000	
<i>TLI</i>	0.526	0.436	-0.622 *	-0.081	-0.111	-0.075	-0.020	0.569	1.000

* 表示在 0.05 水平(双侧)上显著相关,** 表示在 0.01 水平(双侧)上显著相关。

2.2 湖泊水环境因子贡献水平分析

为定量分析乌梁素海水环境因子(盐度、pH 值和水深)对水体营养状态的贡献水平,现选取 WL-1、WL-5、WL-7、WL-10、WL-12 和 WL-17 作为代表性监测点,利用 2013—2018 年每年 1 月和 7 月的水环境指标监测数据对各监测点分别构建 VAR 模型。首先采用单位根检验(ADF)方法对各监测点建立的时间序列分别进行平稳性检验,比较 ADF 检验 *T* 统计量的值来判断时间序列的平稳性,对于不平稳的时间序列进行一阶差分后再次进行平稳性检验,结果表明各监测点盐度、pH 值和水深指标的时间序列 ADF 检验 *t* 值均小于 5% 临界值,即各监测点时间序列均平稳,可以进行建模。再对各监测点盐度、pH 值和水深指标的时间序列进行格兰杰因果关系检验,目的是检验某变量滞后项是否包含在其余变量之中,本文考虑到数据的时间序列长度,选择 2 阶滞后项对水体营养状态与盐度、pH 值和水深分别进行格兰杰因果关系检验,结果表明各监测点在 5% 显著水平条件下接受原假设,即盐度、pH 值和水深的变化确实引起水体营养状态的变化。

现对通过平稳性检验与格兰杰因果关系检验的时间序列建立 VAR 模型,建模过程以监测点 WL-7 为代表,其余监测点建模过程均与 WL-7 点相同,本文不再一一赘述。对监测点 WL-7 建立的 VAR 模型的滞后阶

表 3 滞后阶数检验结果
Tab.3 Testing result of lag order

Lag	AIC	SC	lg L	R ²
0	6.2916	6.4532	-33.7496	0.001
1	6.6111	7.3345	-16.3609	0.447
2	6.9676	7.2380	-25.8382	0.911

数进行确定,以赤池信息准则(AIC)、施瓦茨信息准则(SC)和对数似然值(lg L)取值最小为原则确定滞后阶数,滞后阶数检验结果如表3所示,结果表明滞后阶数为0阶时,AIC、SC及lg L值相对较小,但其R²值几乎为0,表明模型拟合结果极差;对比滞后阶数为1阶和2阶时AIC、SC及lg L值大小,同时考虑模型拟合效果,确定监测点WL-7点VAR模型的滞后阶数为2阶。

对监测点WL-7建立的VAR模型需进行模型稳定性检验,以此保证模型后续的方差分解分析具备有效性,模型稳定性的检验依据模型所有根的倒数均在单位圆内,即所有根的模倒数均小于1,稳定性检验结果如图3所示,结果表明所建模型稳定,可以进行后续方差分解分析.因此监测点WL-7的VAR模型方程为式(4)所示:

$$Y_t = MY_{t-1} + NY_{t-2} + C \quad (4)$$

式中, $Y_t = [\text{营养状态 盐度 pH 值 水深}]^T$, t 为样本个数,取值为时间序列数.系数M、N及常数项C的矩阵形式如式(5)~(7)所示.

$$M = \begin{bmatrix} 1.19 & -0.01 & 0.01 & -0.02 \\ -16.65 & 0.52 & -0.19 & -0.03 \\ -22.53 & 0.20 & 0.12 & 0.41 \\ 56.29 & -0.45 & -0.045 & -0.46 \end{bmatrix} \quad (5)$$

$$N = \begin{bmatrix} 0.74 & 0.02 & 0.04 & 0.12 \\ 20.28 & 0.57 & 1.01 & 0.32 \\ 15.62 & 0.44 & 0.78 & 0.25 \\ 41.10 & 1.16 & 2.05 & 0.65 \end{bmatrix} \quad (6)$$

$$C = [0.53 \quad 0.12 \quad 0.88 \quad 0.32] \quad (7)$$

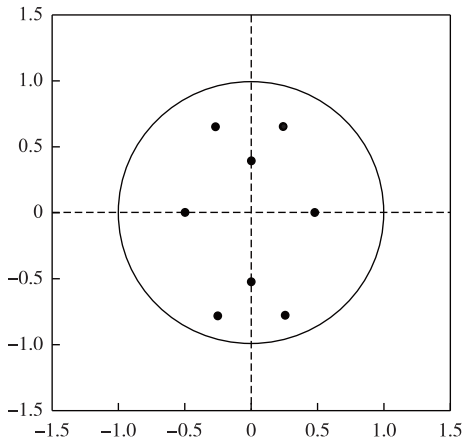


图 3 VAR 模型平稳性检验
Fig.3 Stability test of VAR

为研究乌梁素海水环境因子对水体营养状态的影响程度,定量反映水环境因子对水体营养状态的贡献水平,现对各监测点的VAR模型进行方差分解分析,综合考虑建模时所用数据的时间序列尺度和方差分解的实际结果,对各监测点分别进行期数为10期的方差分解分析,结果如图4所示.各监测点水体营养状态对自身的方差贡献率随时间推移逐渐降低并趋于稳定贡献水平,其中监测点WL-1、WL-5、WL-7、WL-10、WL-12和WL-17的水体营养状态对自身方差贡献率分别于第4期、第5期、第7期、第6期、第6期和第6期趋于稳定贡献水平,贡献率分别为33.38%、80.54%、51.54%、67.05%、60.36%和43.94%.各监测点水环境因子对水体营养状态的方差贡献率先逐渐增加而后趋于稳定贡献水平,其中WL-1点盐度、pH值和水深指标对营养状态的方差贡献率分别于第4期、第2期和第3期达到峰值50.79%、12.21%和7.48%;WL-5点盐度、pH值和水深指标对营养状态的方差贡献率分别于第3期、第4期和第5期达到峰值4.62%、0.74%和14.20%;WL-7点盐度和pH值指标对水体营养状态的方差贡献率至第10期达到峰值23.63%和15.11%,而水深指标对水体营养状态的方差贡献率至第8期趋于稳定贡献水平,方差贡献率为9.77%;WL-10点盐度和水深指标对水体营养状态的方差贡献率至第9期趋于稳定贡献水平,方差贡献率分别为0.25%和19.72%,而pH值指标对水体营养状态的方差贡献率至第10期趋于稳定贡献水平,方差贡献率为12.97%;WL-12点盐度和pH值指标对水体营养状态的方差贡献率至第8期趋于稳定贡献水平,方差贡献率分别为14.17%和6.77%,而水深指标对水体营养状态的方差贡献率至第10期达到18.70%;WL-17点盐度、pH值和水深指标对水体营养状态的方差贡献率分别于第6期、第6期和第5期达到峰值38.76%、10.25%和7.03%.综上所述,水环境因子是水体富营养化产生和发展过程中的重要影响因子,现以各监测点水环境因子对水体营养状态的稳定贡献水平为准,监测点WL-1、WL-5、WL-7、WL-10、WL-12和WL-17水环境因子对水体营养状态的综合贡献

率分别为 66.62%、19.46%、48.46%、32.95%、39.63% 和 56.05%;其中盐度、pH 值和水深指标对水体营养状态的方差贡献率分别在 0.25%~50.79%、0.83%~15.11% 和 7.03%~19.72% 之间,且三者综合方差贡献率均值为 43.86%,最高可达 66.62%。

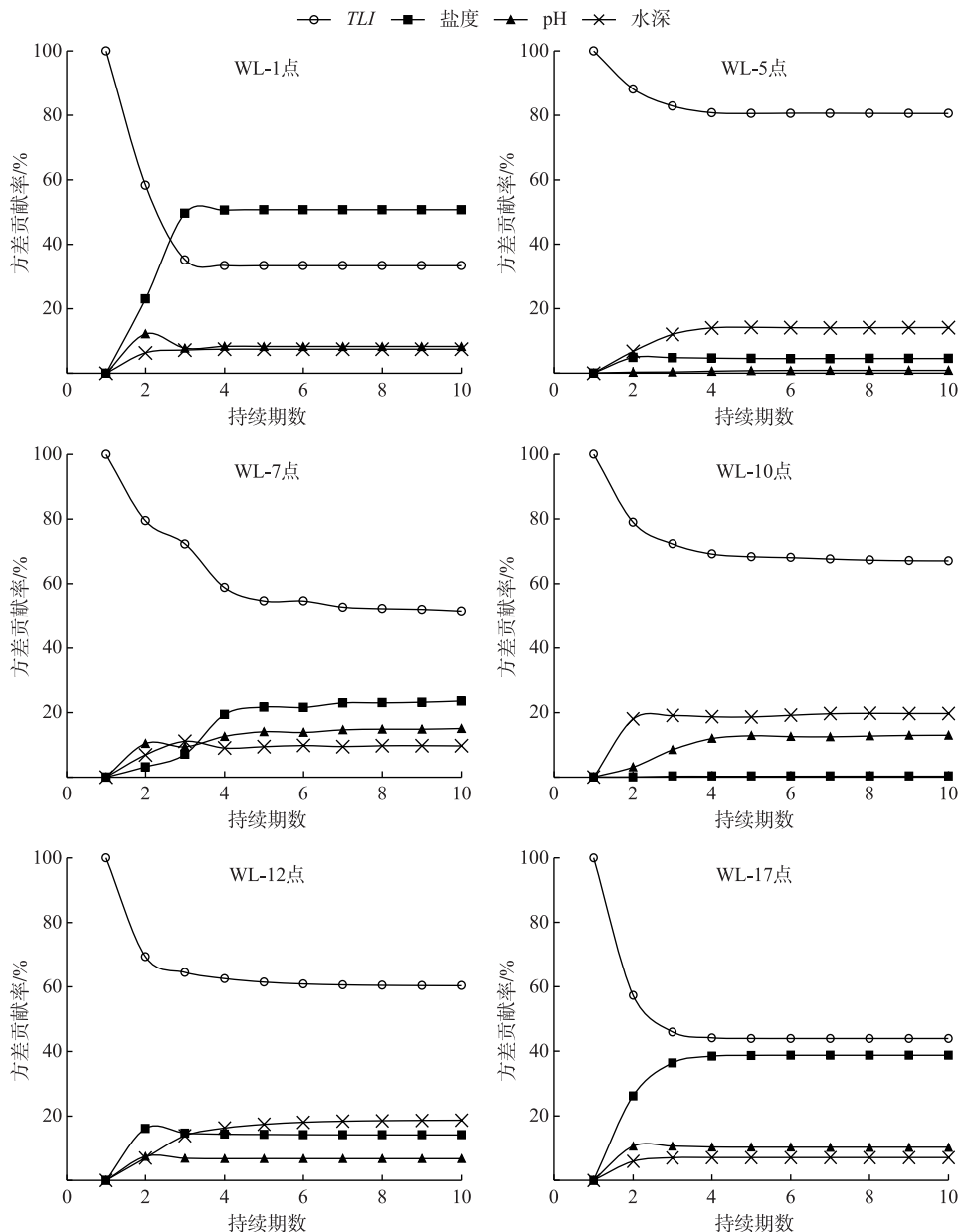


图4 监测点方差分解关系

Fig.4 Variance decomposition of monitoring points

2.3 湖泊水环境因子适宜范围界定

通过盐度、pH 值和水深指标对水体营养状态贡献水平的分析,表明水环境因子对水体富营养化起着重要的影响作用,为确定乌梁素海水体中盐度、pH 值和水深指标的适宜范围,本文采取以湖区营养状态处于

最佳水平条件作为标准来界定水环境因子的适宜范围. 通过 ArcGIS 软件, 对乌梁素海 2013—2018 年 1 月和 7 月的水体 *TLI* 空间分布按照营养状态的等级分类并提取相应等级的湖区面积, 统计不同营养状态下湖区面积占全湖面积的比例, 结果如图 5 所示. 2013 年 1 月—2015 年 1 月乌梁素海水体富营养化程度较重, 且 2013 年 7 月水体呈现重度富营养化的湖区面积比例高达 11.1%, 而 2015 年 1 月份全湖水体均呈现富营养化状态, 其中轻度富营养化湖区面积比例为 83.3%, 中度富营养化面积比例为 16.7%; 自 2015 年 7 月乌梁素海水体富营养化程度明显减轻, 且 7 月份水体营养状态总体好于 1 月份水体营养状态, 其中 2016—2018 年连续 3 年的 7 月水体仅呈现轻度富营养化, 占湖区面积的比例分别为 16.7%、5.6% 和 38.9%, 而其余区域水体水质良好且均不呈现富营养化状态. 综合对比可知, 乌梁素海在 2017 年 7 月全湖水体营养状态处于最佳水平, 全湖面积的 94.4% 水体均不呈现富营养化, 其中水体呈中营养和贫营养状态的面积比例分别为 88.9% (多年间最高) 和 5.5%, 而全湖仅 5.6% (多年间最低) 的面积呈轻度富营养化状态. 因此, 以 2017 年 7 月湖泊水环境因子的范围作为标准, 界定乌梁素海水体盐度、pH 值和水深指标的适宜范围分别为 0.06~2.68 g/L、7.50~8.63 和 1.76~3.50 m, 且相应营养状态水平条件下全湖盐度、pH 值和水深指标的均值分别为 1.55 g/L、8.15 和 2.33 m.

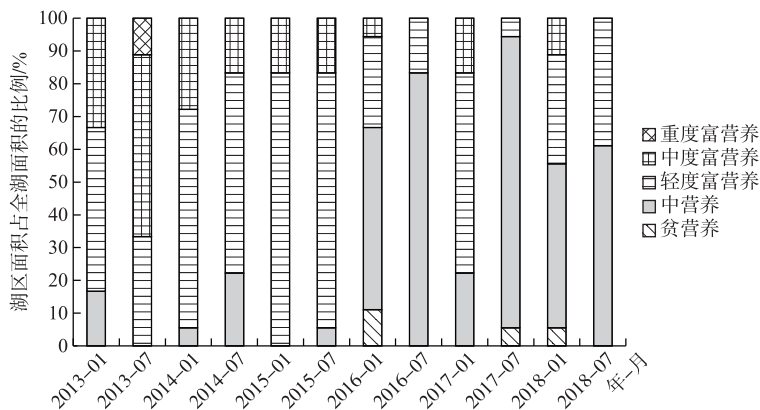


图 5 乌梁素海水体营养状态特征

Fig.5 Characteristics of eutrophication status of Lake Ulansuhai

3 讨论

3.1 盐度、pH 值对营养状态的影响

盐度作为水体中浮游动植物生长的必需元素和主要调控因子, 对生物体内酶的活性、生长代谢及生理生化过程具有重要的影响作用. 水体盐度较高会对水生生物产生盐胁迫作用, 使水生生物的活性受到抑制, 影响水生生物对营养元素的吸收和利用, 进而减弱水生动植物的呼吸作用、光合作用及微生物反硝化作用; 而在水体适宜盐度变化范围内, 盐度升高有利于藻类微生物的繁殖, 造成水体藻类生物指标的超标, 引起湖泊水体富营养化^[21-22]. 此外, 乌梁素海地处半干旱地区, 区域降水量小而蒸发强度大, 造成湖水含盐量较高, 有利于藻类新陈代谢的残渣与细胞分解物部分附着于藻类表面, 造成水体有机物浓度的升高, 进而引起水体的富营养化^[23]. 依据多年间实际监测结果, 乌梁素海夏季 7 月份水体的盐度均值由 2013 年的 1.26 g/L 降低至 2018 年的 1.01 g/L, 相应水体 *TLI* 均值由 62.95 降低至 46.33, 水体盐度值降低使得营养状态呈现向好的转变趋势. pH 值作为反映湖泊水质特征的重要指标, 其在一定程度上影响着水体中有机物的氧化分解过程、水生植物的光合作用过程及水生植物群落的多样性. 2018 年乌梁素海水体 pH 值的实际监测变化范围处于 7.5~8.9 之间, 湖泊水体在碱性环境下有利于具有悬浮机制性藻类的生长与繁殖, 引起水体悬浮物数量的增加, 对湖泊水环境产生负面的影响而引起湖泊水质恶化^[24-25]. 因此, 通过对乌梁素海水环境因子中盐度和 pH 值的合理调控, 可以有效改善湖泊水体的营养状况.

3.2 水深对营养状态的影响

乌梁素海湖区内自然芦苇区占据绝对优势,北部大面积区域内芦苇生长导致水深较浅且湖水径流缓慢,降低了污染物的迁移转化能力,易于污染物的沉积积累,也为沉积物中营养元素的内源释放创造了条件^[26]。水深的变化同时也引起水体营养盐和有机物的浓度分布变化,对水生生物的生存环境条件产生重要的影响,水深变动产生的流速梯度也促进湖水径流循环而引起有机污染物的迁移转化,加速了有机污染物随湖水径流运动而排出湖泊,有效避免有机污染物在湖泊内沉积,此外水深增加直观表现为湖泊蓄水量的增加,从而降低水体污染物的浓度并有效改善湖泊的水质状况^[27-28]。据黄河水利委员会报道,2018 年黄河凌汛期和灌溉间歇期,利用黄河流量较大的有利时机分别向乌梁素海生态补水 2.14 亿 m^3 和 2.06 亿 m^3 ;截止 2019 年 9 月,2019 年度黄河累计向乌梁素海生态补水 4.18 亿 m^3 ,湖区水位大幅度升高,促进了湖区内水体的流动和循环,湖区内蓄水量显著的增加也使得水体达到充分稀释净化后退入黄河,从而有效改善了湖泊的水质状况。分析乌梁素海 2003—2018 年全湖水深与 *TLI* 的均值变化趋势如图 6 所示,乌梁素海水深均值呈递增的变化趋势,而 *TLI* 均值呈现递减的变化趋势,说明乌梁素海湖泊水深增大、蓄水量增加对水体营养状态有着明显的改善作用。

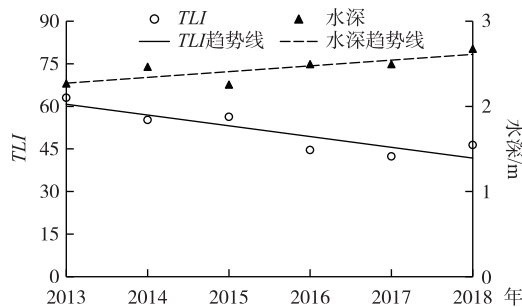


图 6 水深与综合营养指数的关系

Fig.6 Relationship between the water depth and comprehensive nutrition index

3.3 人类活动对营养状态的影响

乌梁素海自 2016 年以来,按照“生态补水、控源减污、修复治理、资源利用、持续发展”的思路实施综合治理。通过实施生态补水、工业点源治理、农业面源治理、湖系内源治理与建设人工湿地等一些列措施,使得湖区内污染程度逐渐减轻,水质状况呈现逐渐好转的变化趋势。据巴彦淖尔市政协委员会报道,2018 年乌梁素海实施点源污染“零入海”行动,完成流域内 36 个水质自动站和排水污染源在线监控,并全面启动污水治理及再生水回用工程,日处理污水能力达 26.6 万 m^3 ;同时建成人工湿地 60 km^2 ,建成网格水道 54 条,将总排干农田退水引入人工湿地,利用植物对氮、磷的吸附作用以消减其入湖量;此外乌梁素海积极实施生态补水工程,2005—2018 年累计向湖泊补水达 20 亿 m^3 ,适当扩大湖泊水域面积,消除湖区内大面积的滞水区,提升湖区水体的自净能力,有效改善湖区的水质状况^[29-30]。现统计分析乌梁素海实施综合治理前后主要水质指标均值的变化情况如表 4 所示,乌梁素海湖泊 *TLI* 由 2013—2015 年的 58.11 降低至 2017—2019 年的 44.42,水体营养状态由轻度富营养化转变为中营养;2017—2019 年度的 TN、TP 和 COD_{Cr} 指标的均值较 2013—2015 年度均有所降低,水深则呈现增加的变化趋势。因此,通过合理有效的人类活动可以使得乌梁素海湖泊水体的营养状况得到明显的改善。

4 结论

1)通过对乌梁素海水体营养状态与水环境因子间进行方差分解分析可知:水环境因子对水体营养状态的方差贡献率在初期明显增大而后趋于稳定贡献水平;盐度、pH 值和水深指标对水体营养状态的方差贡献率分别在 0.25%~50.79%、0.83%~15.11%和 7.03%~19.72%之间,且三者综合方差贡献率均值为 43.86%,最高可达 66.62%。

表4 乌梁素海湖泊水质指标变化
Tab.4 Changes of water quality indexes in Lake Ulansuhai

时间	<i>TLI</i>	TN/ (mg/L)	TP/ (mg/L)	COD _{Cr} / (mg/L)	盐度/ (g/L)	水深/m	pH
2013—2015年	58.11	2.09	0.18	33.79	1.46	2.33	8.59
2016年	44.57	1.32	0.04	26.63	1.90	2.49	8.35
2017—2019年	44.42	1.60	0.06	29.05	1.49	2.55	8.33

2) 通过以湖区水体的营养状态处于最佳水平条件作为标准, 界定出乌梁素海水体盐度、pH 值和水深指标的适宜范围分别为 0.06~2.68 g/L、7.50~8.63 和 1.76~3.50 m, 且全湖 94.4% 的水体面积不呈现富营养化状态时盐度、pH 值和水深指标的均值分别为 1.55 g/L、8.15 和 2.33 m。因此, 可以通过人类活动调控水体中水环境因子盐度和 pH 值大小, 以及采取以水养湖的策略来实现湖泊水体富营养化的改善与治理。

5 参考文献

- [1] Schindler DW. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2012, **279**(1746): 4322-4333. DOI: 10.1098/rspb.2012.1032.
- [2] Li F, Qiu ZZ, Zhang JD *et al.* Temporal variation of major nutrients and probabilistic eutrophication evaluation based on stochastic-fuzzy method in Honghu Lake, Middle China. *Science China Technological Sciences*, 2019, **62**(3): 417-426. DOI: 10.1007/s11431-017-9264-8.
- [3] Tong TL, Li RL, Wu SJ *et al.* The distribution of sediment bacterial community in mangroves across China was governed by geographic location and eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 2019, **140**: 198-203. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.01.046.
- [4] Hudnell HK, Jones C, Labisi B *et al.* Freshwater harmful algal bloom (FHAB) suppression with solar powered circulation (SPC). *Harmful Algae*, 2010, **9**(2): 208-217. DOI: 10.1016/j.hal.2009.10.003.
- [5] Smayda TJ. Reflections on the ballast water dispersal—harmful algal bloom paradigm. *Harmful Algae*, 2007, **6**(4): 601-622. DOI: 10.1016/j.hal.2007.02.003.
- [6] Ferguson A. The role of modelling in the control of toxic blue-green algae. *Hydrobiologia*, 1997, **349**(1/2/3): 1-4. DOI: 10.1023/A:1003004406291.
- [7] Kuo JT, Hsieh MH, Lung WS *et al.* Using artificial neural network for reservoir eutrophication prediction. *Ecological Modelling*, 2007, **200**(1/2): 171-177. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.06.018.
- [8] Fu XJ, Jia KL, Shi XH *et al.* The humus composition and distribution of Lake Wuliangshuai sediment. *J Lake Sci*, 2013, **25**(4): 489-496. DOI: 10.18307/2013.0405. [付绪金, 贾克力, 史小红等. 乌梁素海沉积物腐殖质的组成及分布特征. 湖泊科学, 2013, **25**(4): 489-496.]
- [9] Zhao SN, Shi XH, Li CY *et al.* Diffusion flux of phosphorus nutrients at the sediment-water interface of the Ulansuhai Lake in Northern China. *Water Science and Technology*, 2017, **75**(5/6): 1455-1465. DOI: 10.2166/wst.2017.017.
- [10] Liu Y, Li CY, Anderson B *et al.* A modified QWASI model for fate and transport modeling of mercury between the water-ice-sediment in Lake Ulansuhai. *Chemosphere*, 2017, **176**: 117-124. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.111.
- [11] Jiang T, Zhang S, Zhao SN *et al.* Exchange characteristics of *Ammonia* nitrogen at the water and sediment interface during the ice-sealing period in Lake Ulansuhai. *J Lake Sci*, 2019, **31**(1): 81-87. DOI: 10.18307/2019.0108. [姜涛, 张生, 赵胜男等. 冰封期乌梁素海沉积物-水界面氨氮的交换特征. 湖泊科学, 2019, **31**(1): 81-87.]
- [12] Li CY, Shi XH eds. The study of Lake Wuliangshuai sediment environmental geochemistry. Beijing: Science Press, 2014. [李畅游, 史小红. 沉积物环境地球化学特征研究. 北京: 科学出版社, 2014.]
- [13] Zhao SN, Shi XH, Li CY *et al.* Seasonal variation of heavy metals in sediment of Lake Ulansuhai, China. *Chemistry and Ecology*, 2014, **30**(1): 1-14. DOI: 10.1080/02757540.2013.841894.
- [14] Quan D, Shi XH, Zhao SN *et al.* Eutrophication of Lake Ulansuhai in 2006–2017 and its main impact factors, 2006–2015. *J Lake Sci*, 2019, **31**(5): 1259-1267. DOI: 10.18307/2019.0503. [全栋, 史小红, 赵胜男等. 2006–2017年乌梁素海夏季水体营养状态及影响因子. 湖泊科学, 2019, **31**(5): 1259-1267.]

- [15] Li CY, Shi XH, Zhao SN eds. Study on ice environmental characteristics and material migration of Ulansuhai Lake. Beijing: Science Press, 2016. [李畅游, 史小红, 赵胜男. 乌梁素海湖冰环境特征及物质迁移规律研究. 北京: 科学出版社, 2016.]
- [16] Liang LE, Li CY, Shi XH *et al.* Analysis on the eutrophication trends and affecting factors in Lake Hulun, 2006–2015. *J Lake Sci*, 2016, **28**(6): 1265–1273. DOI: 10.18307/2016.0612. [梁丽娥, 李畅游, 史小红等. 2006–2015年内蒙古呼伦湖富营养化趋势及分析. 湖泊科学, 2016, **28**(6): 1265–1273.]
- [17] Liu J, Tian YS. Mutual influencing mechanism of industry-population-space in the Pearl River Delta urban agglomeration in the context of the Guangdong-Hong Kong-Macao Greater Bay Area development. *Progress in Geography*, 2018, **37**(12): 1653–1662. [刘锦, 田银生. 粤港澳大湾区背景下的珠三角城市群产业—人口—空间交互影响机理. 地理科学进展, 2018, **37**(12): 1653–1662.]
- [18] You MD, Li HB, Ge M *et al.* The influence factors of permafrost active layer depth and their annual change in Heilongjiang Province. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2018, **40**(3): 480–491. [尤明东, 李海波, 葛敏等. 黑龙江省冻土活动层厚度年际变化影响因素分析. 冰川冻土, 2018, **40**(3): 480–491.]
- [19] Meng YF, Cui EH, Lu J *et al.* Quantitative analysis of the relationship between benthic macroinvertebrate community and water environment factors in Taizi River, Liaohe River catchment. *J Lake Sci*, 2019, **31**(6): 1637–1650. DOI: 10.18307/2019.0604. [孟云飞, 崔恩慧, 鲁甲等. 辽河流域太子河大型底栖动物群落与水环境因子关联性的量化分析. 湖泊科学, 2019, **31**(6): 1637–1650.]
- [20] Imhoff JF, Sahl HG, Soliman GSH *et al.* The Wadi Natrun: Chemical composition and microbial mass development in alkaline brines of eutrophic desert lakes. *Geomicrobiology Journal*, 1979, **1**(3): 219–234.
- [21] Shi XH, Li CY, Jia KL. Analysis of driving factors and status of pollution in a lake. *Environmental Science and Technology*, 2007, **30**(4): 37–39. [史小红, 李畅游, 贾克力. 乌梁素海污染现状及驱动因子分析. 环境科学与技术, 2007, **30**(4): 37–39.]
- [22] Gregor J, Maršálek B. Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: A comparative study of *in vitro*, *in vivo* and *in situ* methods. *Water Research*, 2004, **38**(3): 517–522. DOI: 10.1016/j.watres.2003.10.033.
- [23] Li X, Li CY, Li WP *et al.* Temporal and spatial distribution of different species of nitrogen in Lake Wuliangshuai, Inner Mongolia. *J Lake Sci*, 2009, **21**(6): 885–890. DOI: 10.18307/2009.0620. [李兴, 李畅游, 李卫平等. 内蒙古乌梁素海不同形态氮的时空分布. 湖泊科学, 2009, **21**(6): 885–890.]
- [24] Zhao MX, Han BP. Analysis of factors affecting cyanobacteria bloom in a tropical reservoir (Tangxi Reservoir, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2005, **25**(7): 1554–1561. [赵孟绪, 韩博平. 汤溪水库蓝藻水华发生的影响因子分析. 生态学报, 2005, **25**(7): 1554–1561.]
- [25] Michalak AM, Anderson EJ, Beletsky D *et al.* Record-setting algal bloom in Lake Erie caused by agricultural and meteorological trends consistent with expected future conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2013, **110**(16): 6448–6452. DOI: 10.1073/pnas.1216006110.
- [26] Lv J, Li CY, Zhao SN *et al.* Evaluation of nutritional status in Wu Liangshuai in frozen and non-frozen seasons. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2018, **32**(1): 109–114. [吕杰, 李畅游, 赵胜男等. 乌梁素海冰封期与非冰封期营养状态分布特征. 干旱区资源与环境, 2018, **32**(1): 109–114.]
- [27] Wang XL, Lu YL, He GZ *et al.* Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environmental variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: A 5-year study. *Journal of Environmental Sciences*, 2007, **19**(8): 920–927. DOI: 10.1016/s1001-0742(07)60152-1.
- [28] Gao YX, Sun XJ, Zhang ZP *et al.* Simulated study on concentration change of different form phosphorus in shallow lakes caused by wind-wave disturbance. *Advances in Water Science*, 2007, **18**(5): 668–673. [高永霞, 孙小静, 张战平等. 风浪扰动引起湖泊磷形态变化的模拟试验研究. 水科学进展, 2007, **18**(5): 668–673.]
- [29] Lu FF, Zhang Y, Li X *et al.* Discussion on wetland protection and restoration along Wuliangshuai basin. *Forest Resources Management*, 2019, (5): 23–27, 67. [鲁飞飞, 张勇, 李雪等. 乌梁素河流域湿地保护与恢复建设的探讨. 林业资源管理, 2019, (5): 23–27, 67.]
- [30] Yang YX, Zhou P, Pang N *et al.* The protection and treatment of ecological environment for Ulansuhai Nur under new management system. *Inner Mongolia Environmental Protection*, 2017, **29**(5): 1–3. [杨玉霞, 周鹏, 庞宁等. 新管理体系下乌梁素海生态环境的保护和治理. 环境与发展, 2017, **29**(5): 1–3.]