

环境因子及生态补水对乌梁素海“黄苔”年际暴发面积的影响 (1986—2021年)*

芦津^{1,2}, 杨瑾晟^{1,2}, 罗菊花¹, 张民¹, 阳振¹, 霍轶珍⁴, 兰海今⁵, 谷孝鸿¹, 史小丽^{1,3**}

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

(2: 中国科学院大学, 北京 100049)

(3: 中国科学院大学南京学院, 南京 211135)

(4: 内蒙古河套学院生态与资源工程系, 巴彦淖尔 015000)

(5: 巴彦淖尔市乌梁素海生态保护中心, 巴彦淖尔 015000)

摘要:“黄苔”是丝状绿藻大量增殖并漂浮聚集在水面的一种藻类水华, 是乌梁素海面临的重大水环境问题之一。本研究基于文献数据整合和 Landsat TM/OLI 系列卫星影像反演, 追溯了乌梁素海近 35 年(1986—2021 年)的水质变化和“黄苔”暴发历程, 通过相关性分析和多元线性回归等方法, 分析了乌梁素海“黄苔”暴发的年际影响因子。乌梁素海水体化学需氧量、总氮(TN)、总磷(TP)浓度在年尺度上呈下降趋势, 但仍处于富营养状态($TLI(\Sigma) > 50$)。相关性分析结果表明, 乌梁素海“黄苔”暴发面积与 TP、TN、氨氮、气温呈显著正相关, 与出水量、风速、沉水植被面积、入水量呈显著负相关; 多元线性回归结果表明, 沉水植被面积和出水量是影响乌梁素海“黄苔”暴发面积的主要因子。生态补水工程的实施增加了乌梁素海出入水量, 降低了水体 TP、TN 浓度, 也造成沉水植被退化, 使“黄苔”暴发的扩张趋势得以遏制。然而, 乌梁素海现有营养条件、基质条件仍适宜附着藻生长和“黄苔”暴发。在全球气候变化背景下, 气温升高和风力减弱可能会加剧这一现象。建议采取多种措施以防控乌梁素海“黄苔”暴发, 如生态补水、外源营养盐管控、沉水植被调控、引水活化等。

关键词:“黄苔”; 附着藻; 乌梁素海; 富营养化; 生态补水

Impacts of environmental factors and ecological hydration on the interannual changes of metaphytic blooms area in Lake Ulansuhai (1986–2021)*

Lu Jin^{1,2}, Yang Jinsheng^{1,2}, Luo Juhua¹, Zhang Min¹, Yang Zhen¹, Huo Yizhen⁴, Lan Haijin⁵, Gu Xiaohong¹ & Shi Xiaoli^{1,3**}

(1: State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P.R.China)

(2: University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, P.R.China)

(3: University of Chinese Academy of Sciences, Nanjing, Nanjing 211135, P.R.China)

(4: Department of Ecology and Resources Engineering, Inner Mongolia Hetao University, Bayannur 015000, P.R.China)

(5: Lake Ulansuhai Ecological Protection Center of Bayannur, Bayannur 015000, P.R.China)

Abstract: Metaphytic blooms are caused by the overgrowth and the aggregation of filamentous green algae, and are one of the environmental problems in Lake Ulansuhai. This study tracked the trend of water quality and metaphytic blooms area in Lake Ulansuhai during 1986–2021 based on data integration and remote sensing image interpretation of Landsat TM/OLI satellite. Environmental factors influencing the interannual changes of metaphytic blooms area were analyzed using Pearson correlation analysis and multiple

* 2023-03-06 收稿; 2023-04-19 收修改稿。

中国科学院 STS 项目(KFJ-STG-QYZD-2021-01-002)、内蒙古自治区科技成果转化专项资金项目(2021CG0013)和国家自然科学基金项目(32071573, 41877544)联合资助。

** 通信作者; E-mail: xlshi@niglas.ac.cn。

linear regression analysis. The results indicated that although the concentrations of COD_{Cr} , total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP) had decreased significantly, Lake Ulansuhai was still eutrophic ($TLI(\Sigma) > 50$). Metaphytic blooms area was positively related to the concentrations of TP, TN, NH_3-N and temperature, but was negatively influenced by outflow volume, wind speed, the area of submerged macrophyte and inflow volume. The multiple linear regression showed that the area of submerged macrophyte and outflow volume were the main factors influencing the area of metaphytic blooms in Lake Ulansuhai. During the ecological hydration period (2009–2021), the concentrations of TP and TN, as well as the area of submerged macrophyte, declined with the increase of outflow and inflow volume. As a result, the expansion trend of metaphytic blooms was suppressed. Moreover, the current condition of nutrition and submerged vegetations in Lake Ulansuhai are still suitable for the growth of epiphyton and metaphytic blooms, and the rising temperature and weakening wind may intensify the metaphytic blooms in Lake Ulansuhai in the future. Multiple means are recommended for preventing and mitigating metaphytic blooms, including ecological hydration, external nutrient reduction, submerged macrophyte management, and water flow enhancement.

Keywords: Metaphytic blooms; epiphyton; Lake Ulansuhai; eutrophication; ecological hydration

在全球气候变化和人类活动影响加剧背景下,全球湖泊发生了不同程度的富营养化,湖泊藻类水华频次也相应增加^[1]。不同于长江中下游的太湖、巢湖等典型亚热带浅水湖泊的蓝藻水华^[2],附着藻类(Epiphyton)异常增殖形成的“黄苔”(Metaphyton)暴发是我国北方浅水湖泊面临的重大水生态环境问题。乌梁素海是我国北方湖泊“黄苔”暴发最典型、最严重的案例之一。“黄苔”主要由绿藻门中转板藻、水棉等丝状藻组成,幼年时期以着生藻的形式附着于沉水植物上生长,随着孢子成熟,逐渐聚集成较大团块漂浮至水面,经阳光照射后由绿色转为黄色,进而形成“黄苔”^[3-4]。“黄苔”暴发会大量消耗水中氧气,降低水下光强,威胁水生动植物生存,尤其会导致沉水植被消亡、湖泊生态功能退化,进而逐步打破湖泊“草型清水”稳态,引发浮游藻类水华^[5-7];同时大量植物残体腐烂还会加剧湖泊沼泽化进程^[8]。“黄苔”暴发已对乌梁素海生态栖息地和渔业资源造成严重破坏,水生态环境安全和健康受到严峻挑战。

附着藻类生长与“黄苔”暴发受到诸多环境因子的影响^[9]。首先,氮、磷营养盐通常被认为是附着藻类异常增殖的主要驱动因素,但乌梁素海“黄苔”和营养盐的关系还不太明确。例如,乌梁素海“黄苔”年内生消过程^[10]和“黄苔”预警研究均未形成营养盐与“黄苔”关系的定论^[11],而2000—2010年乌梁素海“黄苔”多年月度变化特征分析的结果表明“黄苔”与氮磷营养盐呈负相关^[12]。温度升高会促进附着藻生长和增加“黄苔”生物量^[13-14];风速亦被认为是春季乌梁素海“黄苔”生长的影响因子^[15]。同时,附着藻生长还依赖附着基质和光照条件。草型湖泊通常透明度较高,沉水植物还能为附着藻提供附着基质^[16]。特别是冠层型沉水植物茎或分枝长,植冠高大,绝大部分生物量被托举到水面附近,对光和空间竞争能力强,细碎叶片和分枝结构也更有利于丝状藻的附着^[17-18]。此外,流速^[9]、水位波动^[19]等水文因子也会影响附着藻的生长,但这些因素对于“黄苔”暴发的影响尚缺少相关研究。此外,为缓解乌梁素海沼泽化等环境问题,内蒙古自治区于2008年起实施生态补水工程,而由此引起的水环境变化对“黄苔”的影响还缺少科学认识和评价。

因此,本研究主要通过资料收集和卫星图像遥感解译,获得乌梁素海近35年(1986—2021年)湖体水环境质量、基本水文参数、气候气象因子、沉水植被和挺水植被面积数据,以及“黄苔”暴发年最大面积等长尺度数据,追溯乌梁素海“黄苔”暴发历程,揭示乌梁素海水环境的长时序变化特征和“黄苔”暴发的成因与规律,明晰生态补水工程对“黄苔”暴发的影响,并提出相应防控建议,以期为乌梁素海管理与保护提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

乌梁素海(40°36′~41°03′N, 108°43′~108°57′E),位于我国内蒙古自治区巴彦淖尔市乌拉特前旗,河套地区灌溉系统的末端,是我国第八大、黄河流域第二大淡水湖泊,黄河流域以及内蒙古西部地区最重要的淡水资源。乌梁素海处于温带季风性气候带,年平均气温7.4~8.8℃,夏季降水占全年63.2%,年平均蒸发量和植物蒸散损耗达4.02亿 m^3 ,是全球半荒漠化地区极为罕见的大型草原湖泊。作为河套平原唯一的承泄水体,乌梁素海接纳了来自河套地区的农田灌溉水、生活污水、工业废水等污水。历史上,乌梁素海湖体不

断萎缩,湖泊水域面积从1949年建国初期的799.2 km²缩减至近年的293.04 km²,水生植被泛滥,沼泽化进程加剧。为缓解现状,内蒙古自治区自2008年起实施乌梁素海生态补水工程,2008—2013年均补水量0.569亿 m³,2014年后通过总排干大规模实施生态补水,年均补水量超过3亿 m³。

1.2 数据获取与处理

“黄苔”生长过程在年内具有明显的周期性和持续累积的特性,且其引发的生态灾害基本建立在大规模暴发的情境下,因此本研究基于空间分辨率为30 m的Landsat TM/OLI系列卫星影像,参照相关方法^[10]提取了1986—2021年“黄苔”面积变化的波峰段(暴发期)数据,以表征当年“黄苔”暴发的严重程度。同时,还参照相关方法^[20]提取了历年沉水植物和挺水植物面积数据。

水质、水文、气象数据基于资料调研和实地监测数据整合获得。通过WebPlotDigitizer软件从文献^[11,21-23]中提取1990—2020年化学需氧量(COD_{Cr})、总氮(TN)、总磷(TP)、氨氮(NH₃-N)、硝态氮(NO₃⁻-N)、溶解氧(DO)等水质数据,其中1990—2018年数据为乌梁素海环境监测站4、7、10月乌梁素海入湖口、湖心、出湖口3个监测点位平均值,2019—2020年数据为4个点位多月平均值,点位如图1所示;2021年数据来自于中国科学院南京地理与湖泊研究所现场调查和采样分析结果(4、7、10月平均值,监测点位如图1所示)。DO等数据在现场使用多功能水质参数仪(YSI 660,美国)测定,氮、磷营养盐浓度通过现场采集水样、低温保存、带回至湖泊与环境国家重点实验室测定获得。其中,TN通过碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(HJ 636—2012)测得,TP通过流动注射-钼酸铵分光光度法(HJ 671—2013)测得,NH₃-N、NO₃⁻-N通过连续流动分析仪(SKALAR SAN++,荷兰)测得。1989—2010年乌梁素海进水量和出水量等水文数据从文献^[18]提取;2011—2017年数据由乌梁素海生态保护中心提供。从美国国家气候数据中心(National Climatic Data Center)获取1986—2021年气温、降水量、风速、相对湿度、日照时长等年平均气象数据。

1.3 数据分析

在R中使用“lm”函数分析乌梁素海环境因子的长时序变化规律,并对历年“黄苔”暴发面积的时间序列进行分段拟合;使用“cor.test”函数分析乌梁素海“黄苔”暴发面积与环境因子、气象因子和水文因子的相关性,筛选乌梁素海“黄苔”暴发的年际影响因子,并使用“lm”函数进行关系拟合,且在SPSS中进行多元线性回归分析。在R中使用“aov”和“LSD.test”函数对“黄苔”大规模暴发前后和实施生态补水工程时期主要影响因子的差异进行检验。使用“ggplot2”包对上述分析结果可视化;在所有分析中, $P < 0.05$ 认为在统计学上具有显著差异。

2 结果与分析

2.1 乌梁素海水质长时序变化规律

乌梁素海水体COD_{Cr}在2013年之前处于36.3~113.9 mg/L高位波动,均值达62.8 mg/L,高于《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中规定的V类水标准(40 mg/L),为劣V类,自2014年起稳定达标((32.7±3.9) mg/L)。1998—2021年,乌梁素海水体中TN、TP呈显著下降趋势($P < 0.05$)。其中,TN在2017年前浓度为1.2~11.0 mg/L,均值4.3 mg/L,基本为劣V类(>2.0 mg/L);TP在2008年由原先的劣V类(0.09~0.41 mg/L,均值0.24 mg/L)提升至V类(0.1~0.2 mg/L),并在2014年后稳定低于0.1 mg/L。DO浓度则在2008年降至最低值(3.3 mg/L),实施生态补水工程后跃升至8.4 mg/L(2009年),并自2011年起维

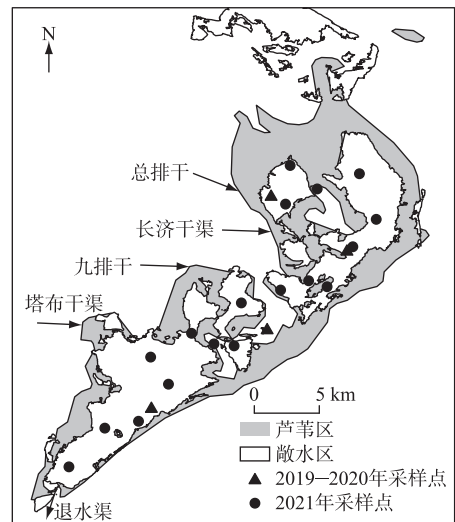


图1 乌梁素海监测样点分布
Fig.1 Distribution of sampling sites
in Lake Ulansuhai

持在 6.2~7.4 mg/L,基本反映出乌梁素海水体污染在生态补水之前不断加重、生态补水工程实施后逐步减轻的变化历程(图 2)。

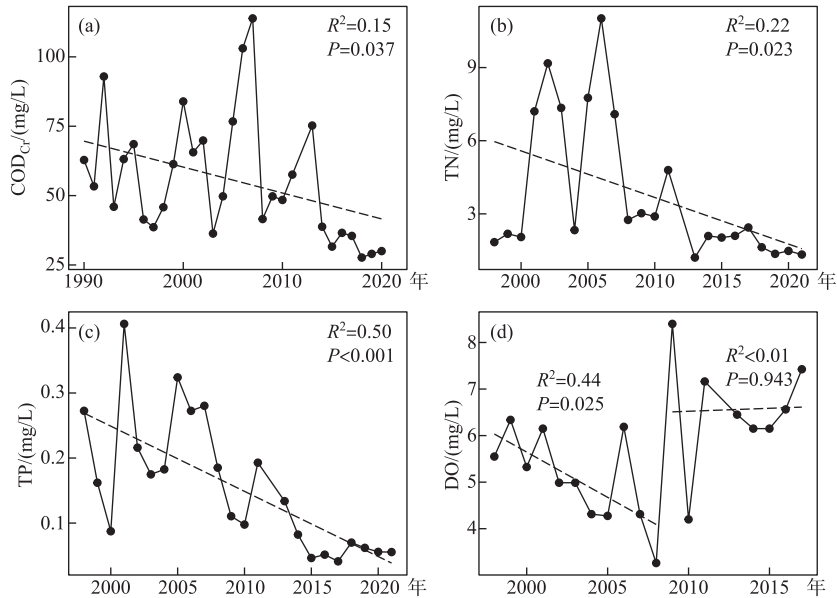


图 2 乌梁素海 1990—2021 年(a) COD_{Cr}、(b) TN、(c) TP 和(d) DO 变化

Fig.2 The changes of (a) COD_{Cr}, (b) TN, (c) TP, and (d) DO in Lake Ulansuhai between 1990 and 2021

然而,根据生态环境部 2004 年发布的《湖泊(水库)富营养化评价方法及分级技术规定》,基于 TN、TP 对湖体 2019—2021 年的综合营养状态指数(TLI(Σ))的计算结果为 54.33、54.15、53.24,即乌梁素海仍处于富营养水平(TLI(Σ)>50)。因此,乌梁素海水体污染虽然在近 35 年呈显著下降趋势,但总体形势并不乐观。

2.2 乌梁素海“黄苔”暴发年际变化及其影响因子

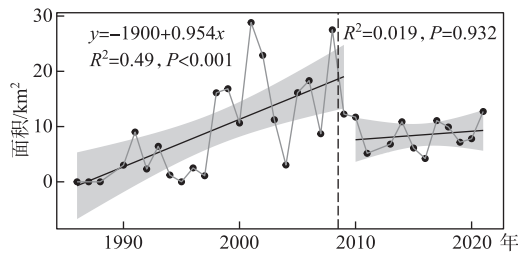


图 3 乌梁素海 1986—2021 年“黄苔”暴发面积变化

Fig.3 The changes of the area of the metaphytic blooms in Lake Ulansuhai between 1986 and 2021

近 35 年(1986—2021 年)的历史数据显示,乌梁素海 1986—1989 年间“黄苔”面积均为 0,直至 1990 年才出现“黄苔”暴发,面积为 3.01 km²,至 1997 年基本保持此规模(多年均值为 3.20 km²);1998 年起,乌梁素海“黄苔”开始大规模暴发,面积达到 16.11 km²,此后一直保持高位暴发态势(1999—2008 年多年均值为 16.39 km²),并在 2001 和 2008 年达到最高,分别达到 28.82 和 27.51 km²。线性拟合结果表明,2008 年之前乌梁素海“黄苔”暴发面积随年份极显著增加(P<0.001)。而 2008 年末实施生态补水工程后,“黄苔”暴发的扩张趋势才得以抑制,2009—2021 年间面积基本保持在 10 km²以下((8.82±2.82) km²)(图 3)。

Pearson 相关性分析结果显示,乌梁素海“黄苔”暴发面积的显著相关因子相关性由高到低依次为:出水量、TP、风速、TN、沉水植被面积、NH₃-N、入水量和气温。其中,与出水量、风速、入水量呈显著负相关(P<0.05),与 TP、TN、NH₃-N 营养盐呈显著正相关(P<0.05),与沉水植被面积呈显著负相关(P=0.015),与气温呈显著正相关(P=0.039);而与 COD_{Cr}、NO₃-N、DO、降水量、日照时长、相对湿度和挺水植被面积等无显著相

关关系(表1,图4)。多元线性回归模型中,采用步退法依次剔除了年均温、TN、TP、入水量、NH₃-N、风速共6个因子,保留了沉水植被面积($P=0.001$)和出水量($P=0.038$)2个因子,最终模型解释了“黄苔”面积72.4%的变差($F=13.138, P=0.002$);采用步进法依次选取了沉水植被面积、出水量2个因子建立模型,结果与前者一致(表2)。Pearson相关性分析和多元线性回归结果均表明乌梁素海“黄苔”暴发面积与基质(如沉水植被面积)、水文(如出水量)变化密切相关。

2.3 乌梁素海生态补水工程实施的影响

依据“黄苔”暴发规模和生态补水工程实施情况,将乌梁素海“黄苔”暴发历程分为3个时期:无“黄苔”或小规模暴发时期(1986—1997年)、大规模暴发时期(1998—2008年)、生态补水时期(2009—2021年)。方差分析结果显示,乌梁素海不同时期“黄苔”暴发面积具有显著差异($P<0.05$),表现为大规模暴发时期(1998—2008年) $>$ 生态补水时期(2009—2021年) $>$ 无“黄苔”或小规模暴发时期(1986—1997年)。乌梁素海不同时期的水环境亦发生了显著变化。其中,生态补水时期的TN、TP浓度较1998—2008年显著降低($P<0.05$),出、入水量显著增加($P<0.05$),且与1986—2007年无“黄苔”或小规模暴发时期的出、入水量无显著差异。而生态补水时期的沉水植被面积较1986—2007年已显著降低($P<0.05$)。结果还表明,自乌梁素海“黄苔”大规模暴发开始(1998—2021年),其区域气候环境发生了显著变化,与1986—1997年(无“黄苔”或小规模暴发时期)相比,气温显著升高($P<0.05$),风速显著降低($P<0.05$)(图5)。

表1 乌梁素海“黄苔”暴发面积与环境、水文和气象因子的相关性分析结果

Tab.1 The results of correlation analysis between the area of metaphytic blooms and environmental, hydrological and meteorological factors in Lake Ulansuhai

环境/水文/气象因子	个案数 n	Pearson 相关系数 R	P
COD _{Cr}	30	0.115	0.545
TN	23	0.465 *	0.025
NH ₃ -N	24	0.411 *	0.046
NO ₃ -N	22	0.274	0.218
TP	23	0.594 **	0.003
DO	19	-0.258	0.287
入水量 IV	27	-0.381 *	0.05
出水量 OV	27	-0.69 ***	<0.001
气温 Tem	33	0.361 *	0.039
降水量 PP	25	0.061	0.771
风速 WS	25	-0.582 **	0.002
日照时长 DS	25	-0.094	0.654
相对湿度 RH	25	-0.08	0.702
沉水植被面积 SM	34	-0.415 *	0.015
挺水植被面积 EM	34	0.204	0.247

* *表示在0.05级别上显著, **表示在0.01级别上显著, ***表示在0.001级别上显著。

表2 乌梁素海“黄苔”暴发多元回归模型结果*

Tab.2 The results of multiple regression model for the area of metaphytic blooms in Lake Ulansuhai

模型方法与内容	R^2	F	P
步退 $S = -0.224TN + 0.977NH_3-N + 9.303TP + 2.650IV - 7.712OV + 0.413Tem - 13.574WS - 0.219SM + 73.037$	0.782	1.798	0.299
$S = -0.206TN + 0.952NH_3-N + 10.528TP + 2.678IV - 7.369OV - 13.798WS - 0.217SM + 75.302$	0.782	2.563	0.159
$S = 0.822NH_3-N + 7.009TP + 2.779IV - 7.198OV - 11.467WS - 0.223SM + 69.292$	0.781	3.561	0.074
$S = 0.741NH_3-N + 2.273IV - 7.274OV - 11.836WS - 0.246SM + 78.125$	0.776	4.852	0.031
$S = 0.438NH_3-N - 4.985OV - 12.620WS - 0.288SM + 96.844$	0.764	6.465	0.013
$S = -5.310OV - 9.286WS - 0.292SM + 89.954$	0.741	8.567	0.005
$S = -5.842OV - 0.300SM + 65.799$	0.724	13.138	0.002
步进 $S = -0.278SM + 58.079$	0.566	14.342	0.003
$S = -5.842OV - 0.300SM + 65.799$	0.724	13.138	0.002

* 因子变量缩写见表1。

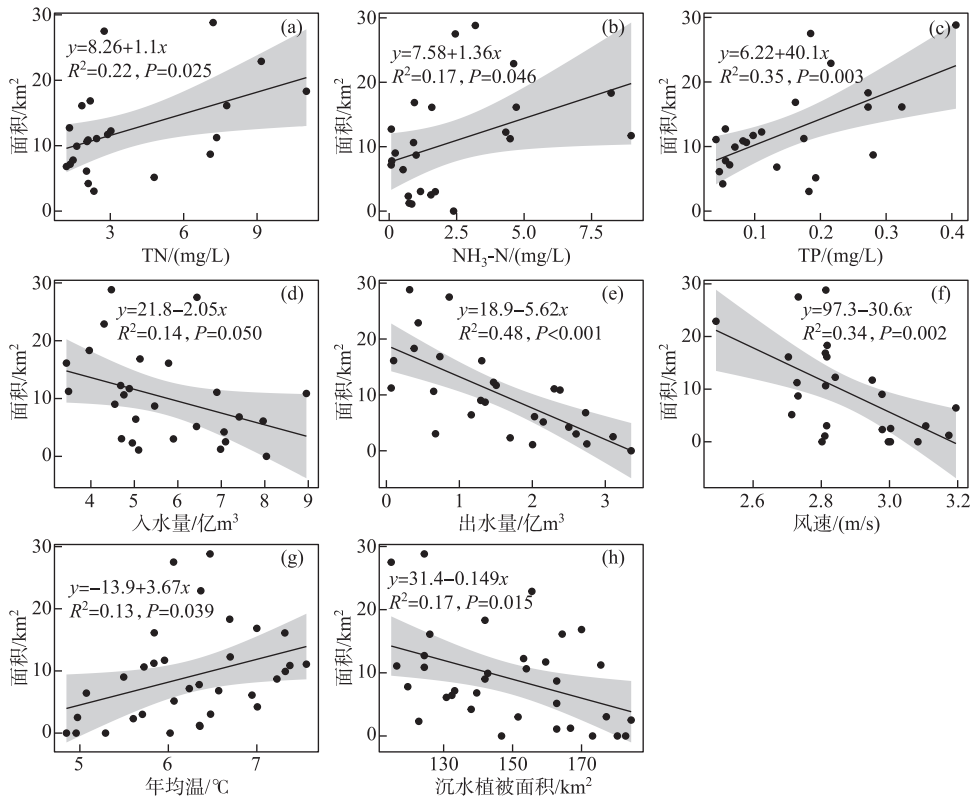


图4 乌梁素海“黄苔”暴发面积与(a) TN、(b) $\text{NH}_3\text{-N}$ 、(c) TP、(d) 入水量、(e) 出水量、(f) 风速、(g) 年均温和(h) 沉水植被面积的线性拟合

Fig.4 The results of the linear regression between the area of metaphytic blooms and (a) TN, (b) $\text{NH}_3\text{-N}$, (c) TP, (d) inflow volume, (e) outflow volume, (f) wind speed, (g) annual temperature, and (h) the area of submerged macrophytes in Lake Ulansuhai

3 讨论

3.1 营养盐和沉水植被的影响

1980s 以来,受人类活动影响,尤其是乌梁素海周边工农业生产加强,大量含有 TN、TP 的工业废水、城镇生活污水和河套地区农业生产大量使用化肥、农药所产生的富含氮磷的农田退水排入湖体^[24-25],造成乌梁素海水环境急剧恶化,氮磷含量超标,富营养化严重,可能是历史上乌梁素海暴发“黄苔”的直接诱因。本研究中,乌梁素海“黄苔”暴发面积与 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP 均呈显著线性正相关(图 4a~c),而这在多元线性回归模型中并未体现(表 2),主要是由于在多元逐步回归算法中兼顾了模型的稳定与简便,而因子间存在显著相关关系(如 TP、年均温与沉水植被面积, TN、TP、入水量与出水量等, $P < 0.05$),因此多元回归模型最终保留了沉水植被面积和出水量 2 个因子。这也表明,“黄苔”、沉水植物、营养盐的内在关系较为复杂。在较低营养盐环境下,沉水植物可利用茎叶和根系分别吸收水体和沉积物营养盐生长^[26],藻类因受到营养限制和沉水植物释放的化感物质抑制作用^[27],通常不会异常增殖形成“黄苔”(附着藻)或浮游藻类水华;然而当水体富营养化程度增加,附着藻营养限制作用降低,逐渐形成生长优势,从而挤占沉水植被的生态位^[5,7]。研究发现,沉水植物和附着藻更易利用 $\text{NH}_3\text{-N}$,但附着藻每 mg 氮生物量每天可吸收 0.06~0.60 mg $\text{NH}_3\text{-N}$,吸收效率是沉水植物的 2~10 倍^[28];地中海地区 Xeresa 湖的研究结果表明,附着藻类生物量与 TP (0~0.35 mg/L) 呈显著正相关关系(对数模型, $P < 0.05$),并在 TP 为 0.10~0.35 mg/L 时保持较高水平,沉水植被与 TP 呈负相

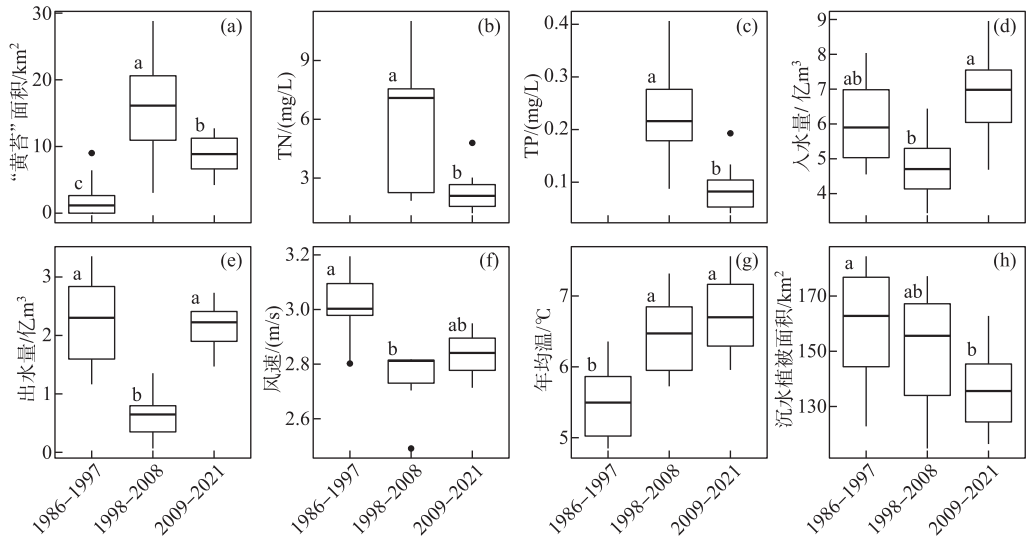


图5 乌梁素海不同时期(a)黄苔“暴发”面积、(b)TN、(c)TP、(d)入水量、(e)出水量、(f)风速、(g)年均温和(h)沉水植被面积的比较(箱体从上至下依次是75%、50%、25%分位数,箱体两端衍生线分别延伸至上极限($Q3+1.5\times IQR$)和下极限($Q1-1.5\times IQR$),黑点为潜在离群值)

Fig.5 The comparison of (a) the area of metaphytic blooms, (b) TN, (c) TP, (d) inflow volume, (e) outflow volume, (f) wind speed, (g) annual temperature and (h) the area of submerged macrophytes at different periods in Lake Ulansuhai

关(对数模型, $P<0.05$)^[29],因此相较于沉水植被,营养盐水平升高更有利于附着藻类的生长。

沉水植被对乌梁素海“黄苔”暴发同样具有重要影响。不同类型的沉水植被可能导致了乌梁素海和 Xeresa 湖的附着藻生物量对 TP 的响应模型的差异。一方面,沉水植物所提供的基质是附着藻生长的必要条件,否则即便水体处于富营养状态,附着藻也无法形成生长优势。加拿大 11 个湖泊的调查结果表明,附着藻类生物量与水体 TP 浓度并无显著关系,因为不同湖泊中的沉水植被类型并不相同。以两个中营养湖泊(TP 约为 $23\sim 24\ \mu\text{g/L}$)为例,以多分枝且叶片细碎的狐尾藻 *Myriophyllum spicatum* 为主的 Massawippi 湖的附着藻叶绿素 *a* 浓度显著高于以叶片宽长的美洲苦草 *Vallisneria americana* 为主的 Champlain 湖^[30]。实地调研和历史资料^[20]显示,乌梁素海典型的沉水植被主要有篦齿眼子菜 *Potamogeton pectinatus*、马来眼子菜 *Potamogeton malainus*、狐尾藻等,这些植物叶片细碎或细长、分支密、比表面积大,是优质的附着基质,支持了乌梁素海的“黄苔”暴发。另一方面, Xeresa 湖中的主要沉水植被为喜贫-中营养的轮藻属 *Chara* spp.,由于湖体在研究时正处于富营养化程度上升期,轮藻优势衰退,附着基质的减少使得附着藻生物量对高 TP ($0.1\sim 0.35\ \text{mg/L}$) 的响应减弱;而乌梁素海的主要沉水植被为眼子菜属 *Potamogeton* spp.,生态位较宽、耐污和适阴性强^[31-33],适应较高的 TP 环境。本研究中,乌梁素海“黄苔”与沉水植被呈显著负相关(图 4i),且沉水植被面积正显著降低(图 5h),说明乌梁素海沉水植被的减少是“黄苔”暴发挤占生态位的结果,而沉水植被的持续减少可能是遏制“黄苔”暴发规模的持续扩张的原因(图 3),两者互为因果。乌梁素海“黄苔”暴发是水体富营养化和湖内能够提供优质附着基质的沉水植被共同作用的结果。

虽然乌梁素海水质不断改善,氮磷浓度显著降低,但水体仍处于富营养状态(近 3 年 TN $1.33\sim 1.48\ \text{mg/L}$, TP $0.055\sim 0.062\ \text{mg/L}$, $TLI(\Sigma)$ $53.24\sim 54.33$),营养盐水平仍高于 TN $0.5\ \text{mg/L}$ 、TP $0.02\ \text{mg/L}$ 的藻类水华暴发边界条件^[1],加之乌梁素海沉水植被覆盖度和类型仍适合附着藻定植和生长,“黄苔”规模暴发的风险依旧较大,因此需要针对乌梁素海水质和沉水植被实行更加精细化的管控。此前研究认为,乌梁素海富营养化的主要限制因子为磷^[34];基于 VAR 模型的评价结果也表明,TP、TN 为乌梁素海富营养化的主要影响因素,贡献度分别为 28.78% 和 23.13%^[35]。本研究中,乌梁素海“黄苔”对 TP、TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 均呈显著的正响应,

其中 TP 对黄苔暴发“面积”的变差解释度达 35%, 高于后者的 21% 和 17%。基于 AQUATOX 模型的模拟结果表明, 同时削减 20%~50% 的入湖氮磷负荷能有效降低乌梁素海 7.77%~19.54% 的绿藻生物量, 而单独削减 20%~50% 的磷负荷可降低 7.96%~18.86% 的绿藻生物量, 与前者无明显差异^[36]。上述研究支持了乌梁素海优先控磷的观点, 但对于附着藻生物量是否具有同样的削减效果仍需进一步的研究验证。鉴于乌梁素海当前主要污染源为灌区的农业面源污染^[37], 建议加强生态沟渠^[38]和人工湿地建设, 截留、降低外源污染。同时, 建议针对乌梁素海沉水植被类型进行适当调控, 选取叶片宽大、分支较少的植被进行生态修复; 还应针对浅水区或静水区的生长过剩沉水植被适时收割, 以减少附着藻的生长基质, 同时能有效减轻植物死亡后残体腐烂造成的营养加剧等问题。

3.2 生态补水工程的影响

出入水量影响着水体更新迭代的速率和总体水位高低。较低的流速有利于附着藻的定植和生长^[9], 在富营养化湖泊中附着藻的生物量还随着水深的增加而降低^[33]。乌梁素海生态补水工程使湖区入水量显著增加(图 5d~e)。研究表明, 乌梁素海生态补水明显改善了进水区的水动力, 加快了水流向东、向南流动, 并缩短了“黄苔”暴发严重的东大滩等湖区水龄^[39]。此外, 生态补水工程调引的黄河水质主要为 I、II 类(多年占比 67.6%, TP < 0.1 mg/L), 总体上优于乌梁素海湖区水质(主要为 V 类或劣 V 类, 多年占比 92.6%, TP > 0.1 mg/L)^[40], 因此可能得益于冲刷自净作用以及污染管控等措施, 乌梁素海 TN、TP 浓度显著降低(图 5b~c), 水质发生好转。这些变化对抑制乌梁素海“黄苔”大规模暴发具有积极意义。相比之下, 1998—2008 年期间, 乌梁素海出、入水量显著低于其他时期, 水体交换速率和总体水位较低, 加之营养盐浓度高、沉水植被覆盖面积大, 可能进一步加剧了“黄苔”的暴发(图 5)。

然而, 生态补水水量的确定仍是急需回答的科学问题之一。《乌梁素海流域山水林田湖草生态保护修复试点工程实施方案》提到, 基于乌梁素海水质改善目标, 需对湖水每两年置换一次, 即年均补水达到 1.5 亿 m³^[41]; 基于乌梁素海水面维持和水盐平衡目标, 测算结果为每年需生态补水 3 亿 m³ 以上; 而基于水体交换、水力改善目标的测算研究尚鲜有报道。2018 年以来, 乌梁素海生态补水在 3.5 亿 m³ 及以上(高于往年的 0.357 亿~3.2 亿 m³), 但“黄苔”仍能在局部规模暴发, 总面积无显著变化($P=0.909$)。因此, 建议基于“黄苔”防控目标综合考虑营养盐削减、水位维持、强化水体交换等多种需求, 科学测算合理的生态补水水量, 以预防“黄苔”大规模暴发。

在全球气候变化背景下, 生态补水工程对乌梁素海“黄苔”暴发的抑制效果可能减弱。泛欧地区 5 个不同温度梯度的湖泊调查结果表明, 附着藻生物量在 20~28℃ 与水温呈显著正相关关系, 意味着温度升高可能导致湖泊夏季附着藻生物量也随之增加^[13]。而温度对位于寒旱区的乌梁素海影响更大, 有研究报道, 乌梁素海“黄苔”年内面积变化与两个月前的日均温度具有极显著的正相关性^[12]。本研究亦表明“黄苔”暴发面积在年尺度上亦与气温呈显著正相关(图 4g), 实质上年均最低气温对其影响更大(Pearson 相关系数 $R=0.538, P=0.006$), 这对未来“黄苔”防控带来了更大的挑战。风速减弱也可能会抵消生态补水工程活水的效果。研究表明, 乌梁素海在无风条件下会出现大面积的滞水区, 东大滩等水域水流较缓、水深较浅、沉水植被茂盛, 而风场是影响这些区域湖流的主要驱动力^[42], 乌梁素海地区年均风速呈显著下降趋势(图 5f), 将会进一步加剧局部滞水或死水, 从而抵消生态补水工程的活水效果。因此, 建议对乌梁素海浅水、死水和滞水湖区进行有针对性地增强导流、引水活化, 增强水动力、缩短水龄, 以抵消风力扰动减少对“黄苔”的促进。

4 结论与展望

本文追溯了近 35 年乌梁素海“黄苔”自 1990 年出现—1998 年起大面积暴发—2009 年以来暴发规模得到抑制的变化历程, 得到如下结论:

1) 乌梁素海水体化学需氧量 COD_{Cr} ($P=0.090$)、TN ($P=0.011$)、TP ($P=0.001$) 浓度在年尺度上呈下降趋势, 但仍处于富营养状态 ($TLI(\Sigma) > 50$)。

2) 相关性分析结果表明, 乌梁素海“黄苔”暴发面积与 TP ($P=0.003$)、TN ($P=0.025$)、NH₃-N ($P=0.046$)、气温 ($P=0.039$) 呈显著正相关, 与出水量 ($P<0.001$)、风速 ($P=0.002$)、沉水植被面积 ($P=0.015$)、入水量 ($P=0.050$) 呈显著负相关 ($P<0.05$); 多元线性回归结果表明, 沉水植被面积和出水量是影响乌梁素

海“黄苔”暴发面积的主要因子($R^2=0.724, P=0.002$)。

3)生态补水工程的实施(2009—2021年),增加了乌梁素海出入水量($P<0.05$),水体中TP、TN浓度亦降低($P<0.05$),同时沉水植被退化($P<0.05$)减少了“黄苔”生长基质,使其暴发的扩张趋势得以遏制。

研究认为,乌梁素海当前的营养条件、基质条件仍适宜附着藻生长和“黄苔”暴发;全球气候变化背景下,乌梁素海地区气温升高和风力减弱可能会抵消生态补水工程对“黄苔”暴发的抑制效果,为未来科学有效防控带来更大挑战。研究建议,基于营养盐削减、水位保持、水力改善等目标,科学估算生态补水所需水量;实行更加严格的外源营养盐管控措施;调控沉水植被类型,适时收割过剩的沉水植被减少附着基质;通过局部导流、引水活化等措施增强滞水区、死水区水动力,以防控“黄苔”暴发。

5 参考文献

- [1] Shi XL, Yang JS, Chen KN *et al.* Review on the control and mitigation of lake cyanobacterial blooms. *J Lake Sci*, 2022, **34**(2): 349-375. DOI:10.18307/2022.0201. [史小丽, 杨瑾晟, 陈开宁等. 湖泊蓝藻水华防控方法综述. 湖泊科学, 2022, **34**(2): 349-375.]
- [2] Fan F, Shi X, Zhang M *et al.* Comparison of algal harvest and hydrogen peroxide treatment in mitigating cyanobacterial blooms via an in situ mesocosm experiment. *Science of the Total Environment*, 2019, **694**: 133721. DOI:10.1016/j.scitotenv.2019.133721.
- [3] 郝林, 路全忠, 冯丽红. 乌梁素海近年黄藻暴发情况、成因及危害性分析. 北方环境, 2011, **23**(8): 30-32.
- [4] Shute H, Wilson K. Metaphyton in our maine lakes: What is it? A literature review of the mysterious green, filamentous “cotton-candy” clouds, 2013. <http://www.lakestewardsofmaine.org>.
- [5] Phillips GL, Eminson D, Moss B. A mechanism to account for macrophyte decline in progressively eutrophicated freshwaters. *Aquatic Botany*, 1978, **4**: 103-126. DOI:10.1016/0304-3770(78)90012-8.
- [6] Jones JJ, Young JO, Eaton JW *et al.* The influence of nutrient loading, dissolved inorganic carbon and higher trophic levels on the interaction between submerged plants and periphyton. *Journal Ecology*, 2002, **90**, 12-24. DOI: 10.1046/j.0022-0477.2001.00620.x.
- [7] Köhler J, Hachol J, Hilt S. Regulation of submersed macrophyte biomass in a temperate lowland river: Interactions between shading by bank vegetation, epiphyton and water turbidity. *Aquatic Botany*, 2010, **92**(2): 129-136. DOI: 10.1016/j.aquabot.2009.10.018.
- [8] Li X, Li JR, Xu XQ *et al.* Seasonal succession of phytoplankton functional groups and their relationship with environmental factors in Wuliangsuhai Lake. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, **24**(10): 1668-1675. [李兴, 李建茹, 徐效清等. 乌梁素海浮游植物功能群季节演替规律及影响因素. 生态环境学报, 2015, **24**(10): 1668-1675.]
- [9] Wijewardene L, Wu N, Fohrer N *et al.* Epiphytic biofilms in freshwater and interactions with macrophytes: Current understanding and future directions. *Aquatic Botany*, 2022, **176**: 103467. DOI: 10.1016/j.aquabot.2021.103467.
- [10] Zheng W, Han XZ, Liu C *et al.* Satellite remote sensing data monitoring “Huang Tai” algae bloom in Lake Ulansuhai, Inner Mongolia. *J Lake Sci*, 2010, **22**(3): 321-326. DOI:10.18307/2010.0303. [郑伟, 韩秀珍, 刘诚等. 内蒙古乌梁素海“黄苔”暴发卫星遥感动态监测. 湖泊科学, 2010, **22**(3): 321-326.]
- [11] 武捷春. 基于MODIS数据的乌梁素海“黄苔”预警研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古工业大学, 2015.
- [12] Wang Y, Huang YM, Yu CS *et al.* Detection of temporal and spatial variation of Huangtai algae bloom using MODIS satellite data in Lake Ulansuhai from 2000 to 2010. *J Lake Sci*, 2012, **24**(4): 519-527. DOI:10.18307/2012.0403. [王艳, 黄永梅, 于长水等. 基于MODIS数据的2000—2010年乌梁素海“黄苔”时空变化. 湖泊科学, 2012, **24**(4): 519-527.]
- [13] Mahdy A, Hilt S, Filiz N *et al.* Effects of water temperature on summer periphyton biomass in shallow lakes: A pan-European mesocosm experiment. *Aquatic Sciences*, 2015, **77**(3): 499-510. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2006.01125.x.
- [14] 邢瑞平. 黄苔生消过程不同阶段光谱判别方法研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2019.
- [15] 陈奇. 基于遥感影像的乌梁素海水生植被识别与黄苔覆盖度监测研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2018.
- [16] Pettit NE, Ward DP, Adame MF *et al.* Influence of aquatic plant architecture on epiphyte biomass on a tropical river floodplain. *Aquatic Botany*, 2016, **129**: 35-43. DOI: 10.1016/j.aquabot.2015.12.001.
- [17] Gao YM, Yin CY, Liu X *et al.* Changes of submerged macrophytes community in Lake Fuxian since 1960s. *J Lake Sci*, 2021, **33**(4): 1209-1219. DOI: 10.18307/2021.0421. [高弋明, 殷春雨, 刘霞等. 抚仙湖近60年来沉水植物群落变化趋势分析. 湖泊科学, 2021, **33**(4): 1209-1219.]
- [18] Toporowska M, Rechulicz J, Adamczuk M *et al.* The role of abiotic and biotic environmental factors in shaping epiphyton on common reed in shallow, hydrologically transformed, temperate lakes. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 2018, **419**: 18. DOI:10.1051/kmae/2018005.
- [19] Zhang C, Huang Y, Apoljar M *et al.* Epiphyton dependency of macrophyte biomass in shallow reservoirs and implications for water transparency. *Aquatic Botany*, 2018, **150**: 46-52. DOI: 10.1016/j.aquabot.2018.07.001.
- [20] 王鑫磊. 基于遥感信息提取的乌梁素海水生植被演化及驱动机制研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2012.

- [21] 张琦. 基于 WPI 指数的乌梁素海水质时空变化及其与浮游植物相关性研究[学位论文]. 呼和浩特: 内蒙古大学, 2019.
- [22] 施青松. 基于数值模拟的乌梁素海流场特性及水质预测研究[学位论文]. 包头: 内蒙古科技大学, 2021.
- [23] 陈晓爽. 采用 Spearman 秩相关系数法分析乌梁素海水质变化趋势. 皮革制作与环保科技, 2022, 3(7): 128-130.
- [24] Tian WD, Jia KL, Shi XH *et al.* Water quality variation in Lake Wuliangsuhai, 2005–2014. *J. Lake Sci.*, 2016, 28(6): 1226-1234. DOI: 10.18307/2016.0608. [田伟东, 贾克力, 史小红等. 2005—2014 年乌梁素海湖泊水质变化特征. 湖泊科学, 2016, 28(6): 1226-1234.]
- [25] 冯素珍, 李畅游. 内蒙古乌梁素海污染源调查研究. 中国农村水利水电, 2010, (4): 125-128.
- [26] Schulz M, Rinke K, Köhler J. A combined approach of photogrammetrical methods and field studies to determine nutrient retention by submersed macrophytes in running waters. *Aquatic Botany*, 2003, 76(1): 17-29. DOI: 10.1016/S0304-3770(03)00015-9.
- [27] van Donk E, van de Bund WJ. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: Allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 2002, 72(3): 261-274. DOI: 10.1016/S0304-3770(01)00205-4.
- [28] Levi PS, Riis T, Alnøe AB *et al.* Macrophyte complexity controls nutrient uptake in lowland streams. *Ecosystems*, 2015, 18(5): 914-931. DOI: 10.1007/s10021-015-9872-y.
- [29] Romo S, Villena M, Ana GM. Epiphyton, phytoplankton and macrophyte ecology in a shallow lake under in situ experimental conditions. *Fundamental and Applied Limnology*, 2007, 170(3): 197-209. DOI: 10.1127/1863-9135/2007/0170-0197.
- [30] Lalonde S, Downing JA. Epiphyton biomass is related to lake trophic status, depth, and macrophyte architecture. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1991, 48: 2285-2291. DOI: 10.1139/f91-268.
- [31] van den Berg MS, Scheffer M, van Nes E *et al.* Dynamics and stability of *Chara* sp. and *Potamogeton pectinatus* in a shallow lake changing in eutrophication level. *Hydrobiologia*, 1999, 408: 335-342. DOI: 10.1023/A:1017074211970.
- [32] Chen KN, Qiang S, Li WC. Photosynthetic rate in *Potamogeton pectinatus* L. and factors of influence. *J. Lake Sci.*, 2002, 14(4): 357-362. DOI: 10.18307/2002.0410. [陈开宁, 强胜, 李文朝. 菹齿眼子菜的光合速率及影响因素. 湖泊科学, 2002, 14(4): 357-362.]
- [33] Wang HY, Yu D, Ni LL. Charophyte plants versus eutrophication of water body. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2014, 23(5): 693-699. [王和云, 于丹, 倪乐意. 浅析轮藻植物与水体富营养化的关系. 长江流域资源与环境, 2014, 23(5): 693-699.]
- [34] Liang XZ, Li CY, Jia KL *et al.* Study on simulation model of total phosphorus, main controlling factor of eutrophication in Wuliangsuhai. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2010, 24(9): 189-191. [梁喜珍, 李畅游, 贾克力等. 乌梁素海富营养化主控因子-总磷模拟模型研究. 干旱区资源与环境, 2010, 24(9): 189-191.]
- [35] Yang WH, Du X, Yao Z *et al.* Evaluation of the influencing factors of Wuliangsuhai eutrophication based on VAR model. *Environmental Science and Technology*, 2021, 44(2): 25-32. [杨文焕, 杜璇, 姚植等. 基于 VAR 模型的乌梁素海富营养化影响因子评价. 环境科学与技术, 2021, 44(2): 25-32.]
- [36] Li JR, Li X, Li WP *et al.* Simulation and control of eutrophication in Wuliangsuhai Lake using Aquatox model. *Ecology and Environmental Sciences*, 2020, 29(6): 1215-1224. [李建茹, 李兴, 李卫平等. 基于 AQUATOX 模型的乌梁素海富营养化模拟及控制研究. 生态环境学报, 2020, 29(6): 1215-1224.]
- [37] Guo J, Wei W, Yu YL *et al.* Research progress on the eutrophication of Wuliangsuhai wetland. *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(11): 3244-3252. DOI: 10.13292/j.1000-4890.20151023.023. [郭嘉, 韦玮, 于一雷等. 乌梁素海湿地富营养化研究进展. 生态学杂志, 2015, 34(11): 3244-3252.]
- [38] Wang ZC, Wang Z, Li WP *et al.* Selection of the optimum ratio matrix for removal of ammonia nitrogen and phosphorus in eco-ditch and its influencing factors in cold and arid areas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(1): 262-267. [王志超, 王战, 李卫平等. 寒旱地区生态沟渠基质去除氨氮和磷最优配比筛选及影响因素. 水土保持学报, 2020, 34(1): 262-267.]
- [39] 王一舒, 荣楠, 候静等. 乌梁素海水体交换特征及影响因素分析. 水电能源科学, 2021, 39(10): 39-42, 88.
- [40] 巴彦淖尔市生态环境局. 巴彦淖尔市地表水环境监测月报, 2013—2021.
- [41] 张世坤, 赵希林, 霍庭秀. 乌梁素海黄藻成因与防控对策. 中国水利, 2010, (7): 28-30.
- [42] Wang ZC, Shi QS, Li X *et al.* The influences of uniform wind and throughput flow on the flow field of Wuliangsu Lake. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2021, 52(3): 614-623. DOI: 10.11693/hyh20201000279. [王志超, 施青松, 李兴等. 定常风场和吞吐流对乌梁素海流场的影响. 海洋与湖沼, 2021, 52(3): 614-623.]