

草型清水态维持与长效运行的营养盐响应机制

——以滇池大型围隔试验为例

代亮亮^{1,2},张云¹,周维成¹,郭亮亮³,李根保^{1*} (1.中国科学院水生生物研究所淡水生态与生物技术国家重点实验室,湖北 武汉 430072; 2.贵州省生物研究所,贵州 贵阳 550000; 3.河南大学环境与规划学院,河南 开封 475001)

摘要:为探究湖泊水体生态修复工程中草型清水态维持与长效运行的营养盐响应机制,利用滇池草海建立的大型原位试验围隔,采用非参数突变点分析法(nCPA)及临界指示物种分析法(TITAN),探究了叶绿素a、浊度、透明度和浮游植物的营养盐阈值。结果表明,草型清水态维持与长效运行较为成功的围隔,其藻类的叶绿素a含量虽然明显较低,但在夏季时蓝藻门仍占绝对优势。原位生态围隔叶绿素a响应TN的阈值为1.423mg/L,响应TP的阈值为0.103mg/L。水体透明度响应TN的阈值为1.684mg/L,响应TP的阈值为0.103mg/L。各围隔总磷含量的平均值均大于或等于0.226mg/L,B1、B3、B8围隔后期处于清水态,其TN平均值都低于或等于1.42mg/L,B5、A1、A2、A3、A4围隔后期处于浊水态,其TN平均值都高于或等于1.78mg/L。这表明在滇池水华重灾区实施水体生态修复工程时,应首要考虑TN的影响,在TP含量严重超出阈值的情况下,如果TN处于一个较低水平,也能维持湖泊水体草型清水态的长效运行,并实现湖泊水体由藻型浊水态向草型清水态的转换。

关键词:富营养化; 清水态; 维持; 浮游植物; 营养盐阈值

中图分类号: X524 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2020)09-3849-10

The responding mechanism of nutrient concentration on the maintenance and long-term operation of macrophytes-dominated clear water state: A case study of a large experimental enclosure in Dianchi Lake. DAI Liang-liang^{1,2}, ZHANG Yun¹, ZHOU Wei-cheng¹, GUO Liang-liang³, LI Gen-bao^{1*} (1.State Key Laboratory of Freshwater Ecology and Biotechnology, Institute of Hydrobiology, Chinese Academy of Sciences, Wuhan 430072, China; 2.Guizhou Institute of Biology, Guiyang 550000, China; 3.College of Environment and Planning, Henan University, Kaifeng 475001, China). *China Environmental Science*, 2020,40(9): 3849~3858

Abstract: In order to explore the responding mechanism of nutrient concentration on the maintenance and long-term operation of macrophytes-dominated clear water state in lake ecological restoration projects, a large in-situ test enclosure was set up in Caohai, Dianchi Lake. Using the in-situ mesocosms via nonparametric change-point analysis (nCPA) and thresholds indicator taxa analysis (TITAN), nutrient thresholds of chlorophyll a, turbidity, transparency and phytoplankton community were studied. Even in a more successful and long-term clear state enclosure with lower chlorophyll a, the cyanobacteria still absolutely dominated in summer. TN and TP thresholds of the ecological restoration enclosure for chlorophyll a were 1.423 and 0.103mg/L, whereas TN and TP thresholds for transparency were 1.684 and 0.103mg/L, respectively. The mean values of TP in all enclosures was greater than or equal to 0.226mg/L. In the later period, B1, B3, B8 enclosures were in clear water state with the mean values of TN lower than or equal to 1.42mg/L, whereas B5, A1, A2, A3, A4enclosures were in turbid water state with all mean values of TN greater than or equal to 1.78mg/L. These results showed that TN should be primarily considered for the ecological restoration at area with heavy cyanobacteria blooms. When TP concentration severely exceeds the threshold, concentration of TN then becomes the limiting factor, and if kept at low level, the long-term operation of macrophytes-dominated clear water state could still be maintained to achieve the transition from phytoplankton-dominated turbid water state to macrophytes-dominated clear water state.

Key words: eutrophic; clear water state; maintenance; phytoplankton; nutrient threshold

20世纪80年代以来,我国湖泊在人类活动的干扰下,由于氮磷输入量升高,由贫-中营养状态逐步向富营养状态转变^[1]。随着人口的不断增长,工业化、城市化、农业现代化的推进以及对食物和能源的巨大需求,湖泊的富营养化状态会进一步加剧^[2-4]。河流和湖泊中过多的营养盐会改变水中溶解氧的水平,增加藻类的生物量,对水生生物群落结构、

食物网、碳循环和营养元素循环产生不利影响^[3]。更为严重的是,过度的营养盐会威胁水体中藻类的生物多样性^[5-7],引起有害藻类水华^[8]。为了防治富营养化,国内外已有大量的探索和研究,其中水体生态恢

收稿日期: 2020-02-17

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2013ZX07102-005)

* 责任作者, 研究员, libg@ihb.ac.cn

复与重建是主要的措施之一^[9],其目标不仅在于降低水体氮磷负荷,提高水体透明度和改善景观,而且还在于增加或恢复生态系统功能,提高系统内部恢复力和阻滞力,抑制浮游植物生长.

我国已在几个重要的湖泊(如滇池、太湖、巢湖、五里湖)进行大面积的重建水生植被的尝试,结果表明初步建立的植被缺乏稳定性^[10].沉水植物群落恢复后的湖泊常常在3~5a内呈现崩溃,沉水植物群落生物量逐渐下降,植物逐渐消失,透明度下降,水质恶化,回复到以浮游植物为主的“浊水”稳态^[11].大量的研究表明,氮和磷是决定浮游植物群落结构和数量的关键性因子^[12~14],氮、磷等营养元素超过一定的阈值后,会使水体维持在富营养化状态^[8,15~16],过高的氮磷营养盐含量是影响湖泊水体草型清水态维持与长效运行的主要原因之一.

滇池是云南第一大高原湖泊,也是我国水环境污染较为严重的城市湖泊之一.“十二五”期间,在严重受损的滇池草海进行了清水态规模化修复示范.在示范区构建了系列围隔,进行清水态构建和维持机制研究.在这些围隔中,有的实现了从浊水态到清水态的转变,有的维持在浊水态不变.在构建并维持清水态过程中,认识营养盐、浮游植物间的关系,有助于开展生态重建,进行清水态维持与长效运行的实践.基于此分析,本研究以滇池草海原位围隔为研究对象,定期监测浮游植物和水质参数,采用非参数突变点分析(nCPA)^[17]和临界指示物种分析(TITAN)^[18]来解析生物-环境数据间的关系,研究不同稳态类型围隔的Chla含量及浮游植物群落结构特征,探讨草型清水态维持与长效运行的营养盐响应机制,以期为维持水体生态修复实践中草型清水态的长效运行提供科学依据.

1 材料与方法

1.1 实验位点

实验地点位于滇池草海西岸国家水专项滇池课题“滇池草海水生态规模化修复关键技术与工程示范”中试试验区($24^{\circ}58'N, 102^{\circ}38'E$).草海西岸试验区位于草海的重污染区,也是蓝藻水华暴发的重灾区,为了促进试验区藻型浊水态向草型清水态的转变,课题组在试验区建立了原位围隔,于2015年5月按相同密度在各围隔种植了轮叶黑藻.试验区共建

有18个围隔,其中大围隔(A系列: $40m \times 40m$)6个,小围隔(B系列: $20m \times 20m$)12个.围隔上部由圆柱形塑料泡沫和防水布构成,四周固定在钢管支架上,围隔底部直接贴着湖底.

1.2 监测围隔的选择和水样的采集与处理

在种植轮叶黑藻6个月后,由于各围隔物理、化学和生物因子之间的差异,轮叶黑藻的盖度有很大的差别(如A1为20%,B1为80%),水体的叶绿素a浓度也存在明显的差异(如B1为 $16.4\mu g/L$,B5为 $147.7\mu g/L$).为探究营养盐对草型清水态维持与长效运行的影响,本实验选取围隔A1、A2、A3、A4、B1、B3、B5、B8作为研究对象.其中A1、A3、B1、B3实验初期的叶绿素a浓度低于 $50.0\mu g/L$,计为清水态的围隔.A2、A4、B5、B8实验初期的叶绿素a浓度高于 $50.0\mu g/L$,计为浊水态的围隔.每周从围隔的同一个部位采集1.5L水样,其中1L水样加入10mL鲁哥试剂后用于浮游植物的鉴定与计数,剩下500mL水样用于水质理化指标的测定.浮游植物和理化指标的监测频率1次/周,整个实验的周期为2015年12月1日~2016年7月2日,实验周期为7个月.

1.3 理化指标的测定与浮游植物的鉴定

1.3.1 理化指标的测定方法 浊度由浊度仪测定,透明度采用萨氏黑白盘测定,再根据水位的高低转化为相对透明度.叶绿素a(Chla)用乙醇提取的方法进行测定^[19~20].水体中各形态的氮、磷浓度的测定方法均采用标准方法^[21],经GF/C膜过滤后的水用于测定氨氮(NH_3-N)、硝酸盐氮(NO_3^-N)、亚硝酸盐氮(NO_2^-N),未过滤的水用于测定总氮(TN)、总磷(TP).氨氮的测定采用纳氏试剂光度法,硝酸盐氮的测定采用酚二磺酸光度法,亚硝酸盐氮的测定采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法,总氮的测定采用过硫酸钾氧化紫外分光光度法,总磷的测定采用钼锑抗分光光度法.

1.3.2 浮游植物的鉴定与计数 经鲁哥试剂固定后的1L水样在室温条件下静置48h,然后用橡皮管虹吸的方法去掉上清液,将剩下的沉淀物定容到50mL,转移至塑料瓶中保存.将上述样品摇匀,取0.1mL样品通过浮游植物计数框在400×显微镜(Olympus CX-31)下计数,浮游植物都被鉴定到属.采用Utermöhl方法对浮游藻类进行计数^[22~23],假定浮游藻类细胞是随机分布的,计数的误差为±10%^[24].藻类的细胞数以cells/L计.

1.3.3 图形与数据处理 数据、图形的处理由 SPSS 20.0(IBM,USA)、Origin 9(OriginLab,USA)和 R

3.3.2 共同完成。RDA 分析利用 CANOCO 4.5 软件完成。TITAN 采用 Baker 等^[18]编写的程序。nCPA 使用 De'Ath^[25]的 dbMRT 方法,通过 TITAN 完成。nCPA 能处理单一响应变量的环境阈值,其研究结果能反映浮游植物群落对营养盐响应的整体趋势^[17]。TITAN 是将 nCPA 和指示物种分析方法相结合的非参数分析新方法^[18],其原理是对群落中全部物种响应营养盐的突变点进行比较,当有多个物种在一较

小的营养盐浓度范围内同时发生相似响应时,该营养盐浓度范围即为群落的响应阈值。

2 结果与分析

2.1 实验期间各围隔的环境状况

各围隔环境因子的平均值差异较小的有温度、pH 值和盐度,温度的平均值在 17.3~17.5℃之间,pH 值的平均值在 9.27~9.77 之间,盐度的平均值在 0.17~0.20 之间.其它环境因子的平均值在不同的围隔间差异比较大,详见表 1.

表 1 实验期间各围隔环境参数的平均值

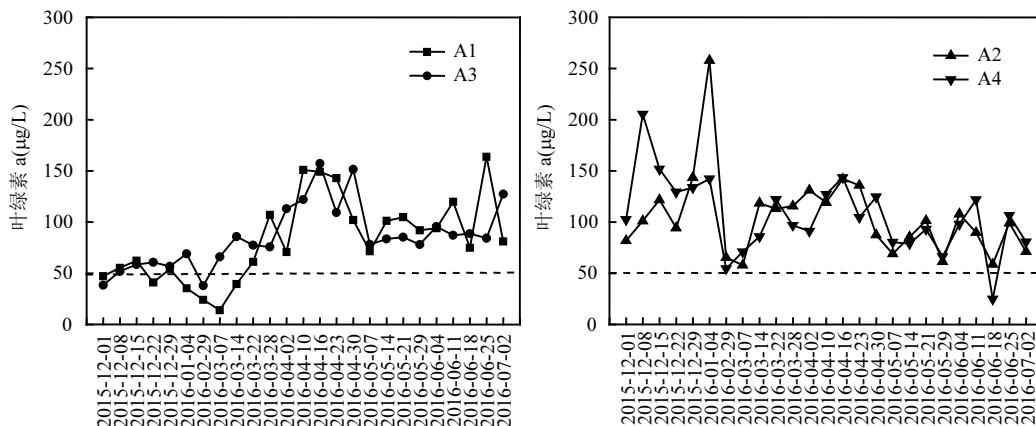
Table 1 The average of environmental parameters in the mesocosms during the experiment

环境因子	A1	A3	B1	B3	A2	A4	B5	B8
温度 T(℃)	17.4	17.5	17.4	17.3	17.4	17.4	17.4	17.4
溶解氧 DO(mg/L)	7.16	7.09	7.27	6.15	7.16	7.75	7.32	6.80
电导率 Cond(μS/cm)	361.3	357.3	338.9	304.7	358.7	355.9	344.0	323.8
pH 值	9.27	9.29	9.55	9.75	9.36	9.38	9.47	9.77
溶解性总固体 TDS(mg/L)	271.1	267.0	257.0	229.6	268.8	268.7	258.8	243.6
氧化还原电位 ORP(mV)	59.0	60.3	46.8	48.9	61.5	59.8	58.4	47.8
盐度 Sal(‰)	0.20	0.20	0.19	0.17	0.20	0.20	0.19	0.18
浊度(NTU)	12.93	12.56	5.55	5.79	16.23	14.31	13.17	7.76
透明度	0.51	0.46	0.72	0.74	0.39	0.40	0.46	0.65
Chla(μg/L)	82.30	93.51	33.89	28.12	105.16	105.40	97.61	65.72
TN(mg/L)	2.27	2.10	1.39	1.09	2.14	2.10	1.78	1.42
TP(mg/L)	0.279	0.269	0.312	0.228	0.230	0.226	0.238	0.248
NH ₃ -N(mg/L)	0.87	0.69	0.53	0.45	0.59	0.50	0.51	0.40
NO ₂ -N(mg/L)	0.25	0.23	0.07	0.05	0.28	0.38	0.13	0.075
NO ₃ -N(mg/L)	0.068	0.061	0.020	0.014	0.054	0.077	0.037	0.013

2.2 实验期间围隔叶绿素 a 和浮游植物群落组成的变化情况

2.2.1 叶绿素 a 变化情况 如图 1 所示,A1、A3、B1、B3 初期为清水态围隔,初始的叶绿素 a 浓度都在 50 μg/L 以下,但在监测后期,都存在一定的上升趋势。A1 和 A3 在 3 月 22 日以后,叶绿素 a 浓度都超过了 50 μg/L。B1 围隔在 4 月 30 日之前,叶绿素 a 浓度基本都低于 50 μg/L,此后,叶绿素 a 浓度在 50 μg/L 上下波动。B3 围隔

隔的叶绿素 a 浓度虽然也表现出一定的上升趋势,但是其值基本都在 50 μg/L 以下。A2、A4、B5、B8 初期为浊水态围隔,初始的叶绿素 a 浓度都在 50 μg/L 以上,各围隔的叶绿素 a 随时间的变化表现出不同的变化趋势。整个实验期间 A2 和 A4 的叶绿素 a 浓度基本都在 50 μg/L 以上。B5 除 4 月 30 日的叶绿素 a 浓度低于 50 μg/L 以外,其它时间基本都在 50 μg/L 以上,B8 的叶绿素 a 浓度在 2 月 29 日以后基本都在 50 μg/L 以下。



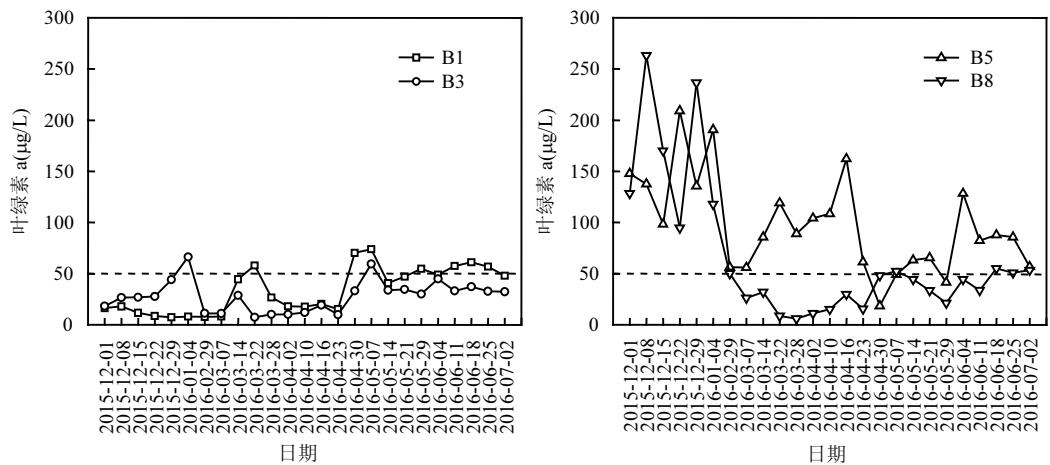
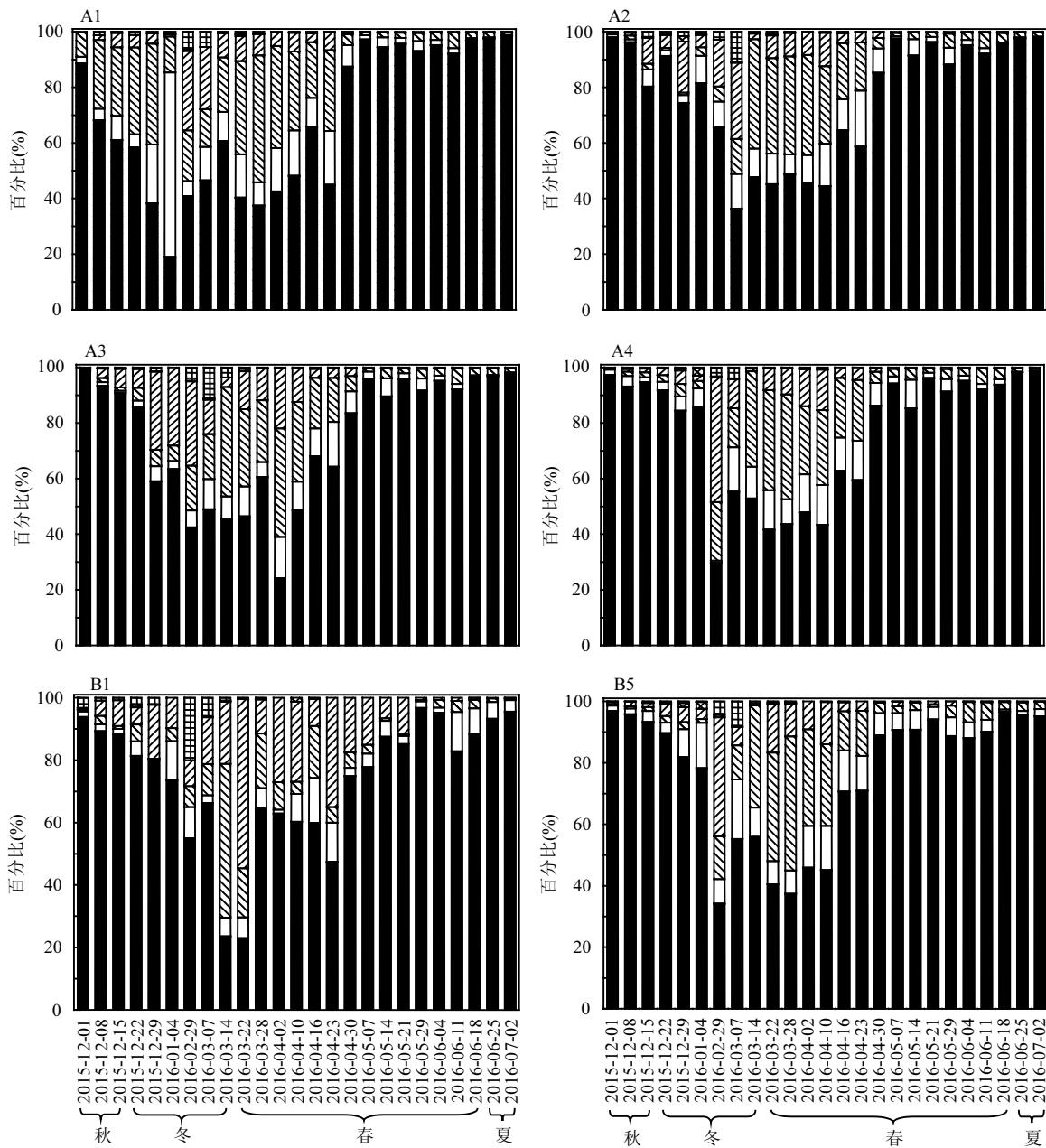


图1 实验期间各围隔叶绿素a浓度的变化情况

Fig.1 The change in chlorophyll a content of each mesocosm during the experiment



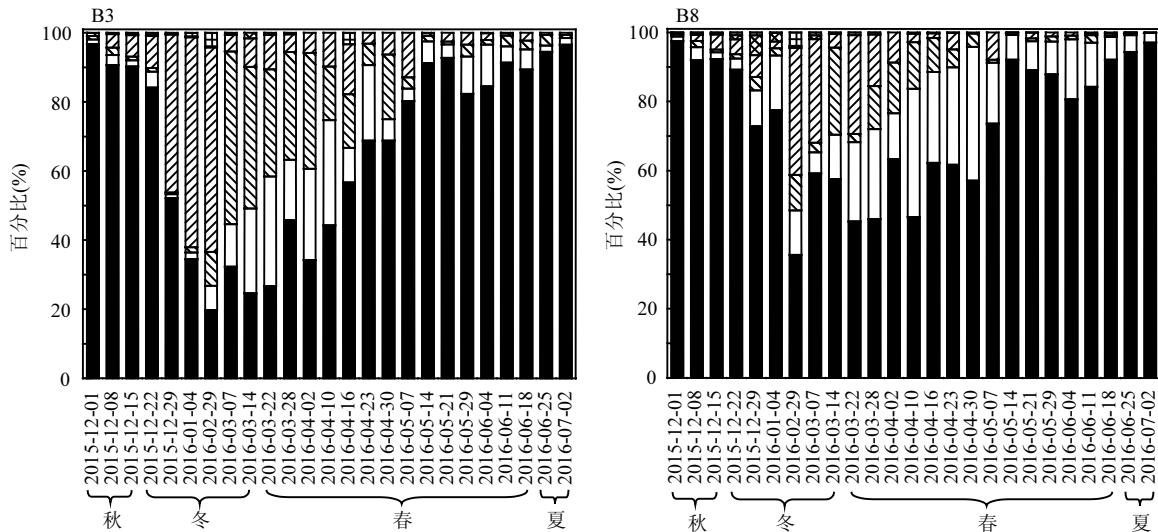


图 2 实验期间各围隔浮游植物组成情况

Fig.2 The community composition of phytoplankton in the mesocosms during the experiment

■ 裸藻门 ■ 甲藻门 ■ 隐藻门 ■ 硅藻门 ■ 绿藻门 ■ 蓝藻门

2.2.2 浮游植物的组成情况 如图 2 所示,各围隔藻类组成比例存在一定的差异,但从整体来看,各围隔藻类组成的变化趋势是一致的.秋冬季节和初春时节蓝藻门占比逐渐下降,绿藻门、硅藻门、隐藻门占比逐渐升高,初春时节绿藻门、硅藻门、隐藻门占比较高,而蓝藻门占比在此时最低.晚春时节和夏季,蓝藻门占比又逐渐升高,夏季时,蓝藻门占比最高可达 95%以上.

2.3 叶绿素 a、透明度、浊度和营养盐之间的关系

2.3.1 各围隔叶绿素 a、透明度、浊度和环境因子的冗余分析

对表 1 各围隔环境参数的平均值进行统计分析,利用 CANOCO 4.5 软件对各围隔表征水体稳态的参数(叶绿素 a、透明度、浊度)和环境数据进行主成分分析(PCA)的结果表明,第一轴的长度为 0.155,特征值为 0.007,因此选用 RDA 方法探究水体稳态的参数(叶绿素 a、透明度、浊度)和环境因子之间的关系. RDA 分析结果显示(图 3),营养盐参数(TN、NH₃-N、NO₃⁻-N、NO₂⁻-N)对围隔 B5、A1、A2、A3、A4(后期为浊水态)的影响较大,对围隔 B1、B3、B8(后期为清水态)的影响较小.围隔 B1、B3、B8 与透明度呈正相关,围隔 B5、A1、A2、A3、A4 与透明度呈负相关.

2.3.2 叶绿素 a、透明度、浊度和营养盐的相关性分析 将所有围隔的数据汇总进行 RDA 分析,结果表明,实验中监测的 5 种营养盐对叶绿素 a、透明度、浊度的解释度为 46.3%,其中 TN 是最显著的环境因子,解释度为 36.4%,NH₃-N 的解释度为 8.1%,NO₂⁻-N 的解释度为 1.8%(P<0.05).叶绿素 a、透明度、浊度和营

养盐的 Pearson 相关分析结果如表 2 所示.结果表明,TN 与叶绿素 a、浊度呈显著的正相关,与透明度呈显著的负相关.TP 与浊度呈显著的正相关,与透明度呈显著的负相关,与叶绿素 a 的相关性不显著.NO₃⁻-N 与叶绿素 a 呈显著的正相关,与透明度呈显著的负相关,与浊度的相关性不显著.NH₃-N 和 NO₂⁻-N 与叶绿素 a、浊度、透明度的相关性都不显著.

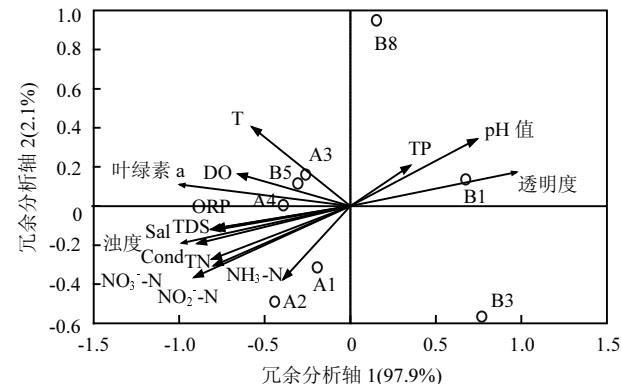


图 3 叶绿素 a、透明度、浊度与环境因子的冗余分析(RDA)

Fig.3 Redundancy analysis showing relationship between chla, transparency, turbidity and environmental factors

表 2 叶绿素 a、透明度、浊度和营养盐相关性分析结果

Table 2 The correlation between chlorophyll a, transparency, turbidity and nutrients

指标	TN	TP	NH ₃ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N
叶绿素 a	0.562**	0.098	-0.027	0.192**	0.130
浊度	0.523**	0.328**	-0.080	0.119	0.099
透明度	-0.565**	-0.163*	0.128	-0.149*	-0.109

注: *P<0.05. ** P<0.01.

2.3.3 叶绿素a、透明度、浊度和浮游藻类的营养盐响应阈值 采用nCPA计算出叶绿素a、浊度和透明度的TN突变点分别为1.423, 1.142和1.684mg/L;叶绿素a、浊度和透明度的TP突变点分别为0.103, 0.108和0.103mg/L。检测不到叶绿素a、浊度和透明度对应的NH₃-N突变点。叶绿素a和透明度的NO₃⁻-N突变点为0.080mg/L,检测不到浊度的NO₃⁻-N突变点(表3)。

总指示分表示相应的环境变量下,正响应物种和负响应物种的丰度响应环境的强度。累积阈值频率表示环境梯度变化下阈值估计的可靠性。由TITAN计算出负响应(即响应变量随环境因子梯度增加而减少)物种的TN阈值为1.602mg/L,正响应(即响应变量随环境因子梯度增加而增加)物种的TN阈值为1.734mg/L。负响应物种的TP阈值为

0.189mg/L,正响应物种的TP阈值为0.186mg/L。负响应物种的NH₃-N阈值为1.206mg/L,正响应物种的NH₃-N阈值为0.701mg/L。负响应物种的NO₃⁻-N阈值为0.069mg/L,正响应物种的NO₃⁻-N阈值为0.197mg/L(图4,表3)。

表3 叶绿素a、透明度、浊度和浮游植物群落的营养盐响应阈值

Table 3 The nutrient thresholds of chlorophyll a, transparency, turbidity and phytoplankton community

分析方法	参数	TN(mg/L)	TP(mg/L)	NH ₃ -N (mg/L)	NO ₃ ⁻ -N (mg/L)
nCPA	叶绿素a	1.423	0.103	-	0.080
nCPA	浊度	1.142	0.108	-	-
nCPA	透明度	1.684	0.103	-	0.080
TITAN	负响应物种	1.602	0.189	1.206	0.069
TITAN	正响应物种	1.734	0.186	0.701	0.197

注:“-”表示检测不到该参数的营养盐响应阈值。

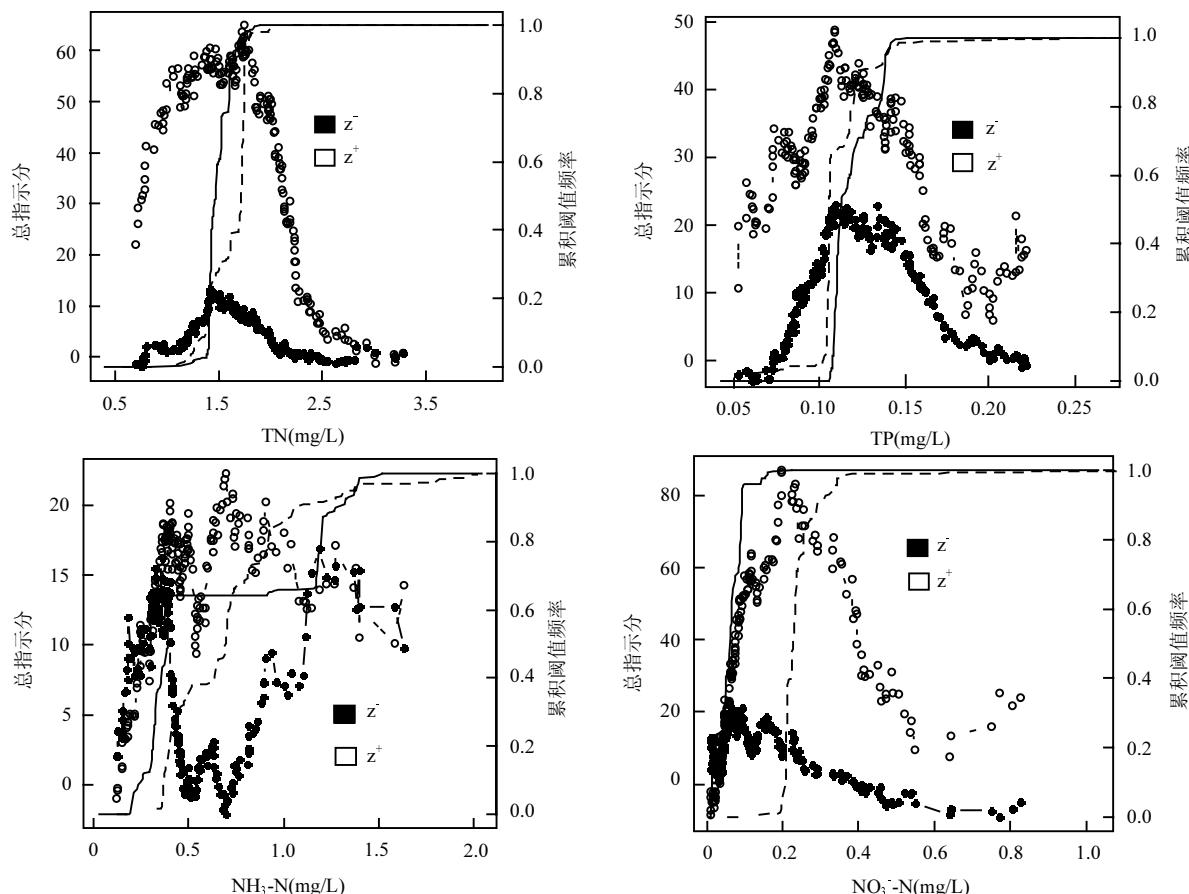


图4 浮游植物负响应种(z-)和正响应种(z+)总指示分对候选TN、TP、NH₃-N、NO₃⁻-N突变点的响应曲线

Fig.4 TITAN sum of negative (z-) and positive (z+) responding species to all candidate change points of TN, TP, NH₃-N and NO₃⁻-N gradients

实线和虚线分别代表负响应物种和正响应物种自举抽样突变点的累积频率分布

2.4 TN、TP、NH₃-N、NO₃⁻-N指示类群

本研究共检测到浮游植物6门52属,排除出现频

次少于10次的物种。采用TITAN得到19种TN指示类群(其中微芒藻属、桥弯藻属、双眉藻属3种为负

响应种,阈值范围为 1.413~1.835mg/L;其余 16 种为正响应种,阈值范围为 0.717~2.184mg/L)。17 种 TP 指示类群(其中新月藻属、集星藻属、多甲藻属、裸藻属 4 种为负响应种,阈值范围为 0.182~0.260mg/L;其余 13 种为正响应种,阈值范围为 0.061~0.480mg/L)。13 种 NH₃-N 指示类群(其中颤藻属、纤维藻属、月牙藻属、针杆藻属、直链藻属、多甲藻属 6 种为负响应种,阈值范围为 0.188~1.321mg/L;其余 7 种为正响应种,阈值范围为 0.358~1.792mg/L)。15 种 NO₃⁻-N 指示类群(其中蹄形藻属、双眉藻属 2 种为负响应种,阈值范围为 0.069~0.133mg/L;其余 13 种为正响应种,阈值范围为 0.010~0.269mg/L)(表 4~7,图 5)。微囊藻属是原位围隔中的优势蓝藻,其 TN 的正响应阈值为 1.054mg/L, TP 的正响应阈值为 0.108mg/L, NH₃-N 的正响应阈值为 0.401mg/L, 检测不到微囊藻属响应 NO₃⁻-N 的突变点。

表 4 TITAN 分析 TN 指示物种及其响应阈值

Table 4 TITAN results showing indicator species and their concentration thresholds of TN

属名	Env.cp(mg/L)	Freq	Maxgrp	purity	Rel05
微囊藻 <i>Microcystis</i>	1.054	200	+	1	1
鱼腥藻 <i>Anabaena</i>	1.486	115	+	1	1
伪鱼腥藻 <i>Pseudanabaena</i>	1.054	150	+	0.998	0.994
颤藻 <i>Oscillatoria</i>	1.715	113	+	0.994	1
席藻 <i>Phormidium</i>	1.992	37	+	0.992	0.992
卵囊藻 <i>Oocystis</i>	0.995	84	+	1	1
丝藻 <i>Ulothrix</i>	1.717	34	+	0.996	0.974
微芒藻 <i>Micractinium</i>	1.835	45	-	0.972	0.974
空星藻 <i>Coelastrum</i>	1.083	56	+	0.996	0.998
弓形藻 <i>Schroedereria</i>	2.184	112	+	1	1
新月藻 <i>Closterium</i>	1.845	44	+	0.998	0.994
衣藻 <i>Chlamydomonas</i>	1.506	98	+	0.994	0.998
四星藻 <i>Tetrastrum</i>	2.007	40	+	0.994	1
实球藻 <i>Pandorina</i>	1.726	53	+	0.978	0.954
直链藻 <i>Melosira</i>	1.570	133	+	0.986	0.998
小环藻 <i>Cyclotella</i>	0.717	198	+	1	1
桥弯藻 <i>Cymbella</i>	1.602	69	-	0.986	0.982
双眉藻 <i>Amphora</i>	1.413	19	-	0.978	0.972
裸藻 <i>Euglena</i>	1.638	130	+	0.996	1

注:Env.cp:各物种的响应阈值; Freq:类群出现频次; Maxgrp:响应的方向,其中“-”表示负响应,“+”表示正响应; Purity:自举重抽样中突变点的响应方向与所观察到的方向一致的比例; Rel05:在0.05的显著性水平下自举抽样的可靠概率.下同.

表 5 TITAN 分析 TP 指示物种及其响应阈值

Table 5 TITAN results showing indicator species and their concentration thresholds of TP

属名	Env.cp(mg/L)	Freq	Maxgrp	purity	Rel05
微囊藻 <i>Microcystis</i>	0.108	200	+	0.974	1
鱼腥藻 <i>Anabaena</i>	0.281	115	+	1	1

续表 5

属名	Env.cp(mg/L)	Freq	Maxgrp	purity	Rel05
伪鱼腥藻 <i>Pseudanabaena</i>	0.192	150	+	1	0.994
盘星藻 <i>Pediastrum</i>	0.097	166	+	0.99	0.972
鼓藻 <i>Cosmarium</i>	0.298	48	+	0.958	0.982
顶棘藻 <i>Chodatella</i>	0.184	25	+	0.992	0.972
新月藻 <i>Closterium</i>	0.229	44	-	0.98	1
实球藻 <i>Pandorina</i>	0.185	53	+	0.996	1
集星藻 <i>Actinastrum</i>	0.260	15	-	0.996	0.998
脆杆藻 <i>Fragilaria</i>	0.314	28	+	1	1
直链藻 <i>Melosira</i>	0.103	133	+	0.988	0.996
小环藻 <i>Cyclotella</i>	0.061	198	+	0.998	1
菱形藻 <i>Nitzschia</i>	0.178	128	+	1	1
桥弯藻 <i>Cymbella</i>	0.480	69	+	0.988	0.986
卵形藻 <i>Coccconeis</i>	0.189	109	+	1	1
多甲藻 <i>Peridinium</i>	0.189	78	-	1	1
裸藻 <i>Euglena</i>	0.182	130	-	1	1

表 6 TITAN 分析 NH₃-N 指示物种及其响应阈值

Table 6 TITAN results showing indicator species and their concentration thresholds of NH₃-N

属名	Env.cp(mg/L)	Freq	Maxgrp	purity	Rel05
微囊藻 <i>Microcystis</i>	0.401	200	+	0.978	1
色球藻 <i>Chroococcus</i>	1.390	10	+	0.96	0.97
伪鱼腥藻 <i>Pseudanabaena</i>	0.358	150	+	0.994	1
颤藻 <i>Oscillatoria</i>	0.358	113	-	0.994	0.974
卵囊藻 <i>Oocystis</i>	0.890	84	+	1	0.994
纤维藻 <i>Ankistrodesmus</i>	1.206	105	-	0.99	1
月牙藻 <i>Selenastrum</i>	0.401	97	-	0.984	0.962
弓形藻 <i>Schroedereria</i>	0.681	112	+	0.998	1
针杆藻 <i>Synedra</i>	0.188	107	-	0.996	1
直链藻 <i>Melosira</i>	1.321	133	-	0.992	0.998
舟形藻 <i>Navicula</i>	0.632	88	+	0.954	1
异极藻 <i>Gomphonema</i>	1.792	84	+	0.978	0.982
多甲藻 <i>Peridinium</i>	0.297	78	-	0.978	1

表 7 TITAN 分析 NO₃⁻-N 指示物种及其响应阈值

Table 7 TITAN results showing indicator species and their concentration thresholds of NO₃⁻-N

属名	Env.cp(mg/L)	Freq	Maxgrp	purity	Rel05
束丝藻 <i>Aphanizomenon</i>	0.255	53	+	0.972	0.99
颤藻 <i>Oscillatoria</i>	0.084	113	+	0.994	0.992
席藻 <i>Phormidium</i>	0.197	37	+	0.996	1
并联藻 <i>Quadrigula</i>	0.087	16	+	0.998	0.976
蹄形藻 <i>Kirchneriella</i>	0.133	37	-	0.984	0.952
丝藻 <i>Ulothrix</i>	0.235	34	+	0.998	0.992
球囊藻 <i>Sphaerocystis</i>	0.041	22	+	0.974	0.98
空星藻 <i>Coelastrum</i>	0.197	56	+	0.996	1
新月藻 <i>Closterium</i>	0.010	44	+	1	1
四星藻 <i>Tetrastrum</i>	0.192	40	+	1	1
集星藻 <i>Actinastrum</i>	0.269	15	+	0.984	0.988
直链藻 <i>Melosira</i>	0.197	133	+	0.998	0.996
小环藻 <i>Cyclotella</i>	0.080	198	+	1	1
双眉藻 <i>Amphora</i>	0.069	19	-	1	1
裸藻 <i>Euglena</i>	0.063	130	+	1	1

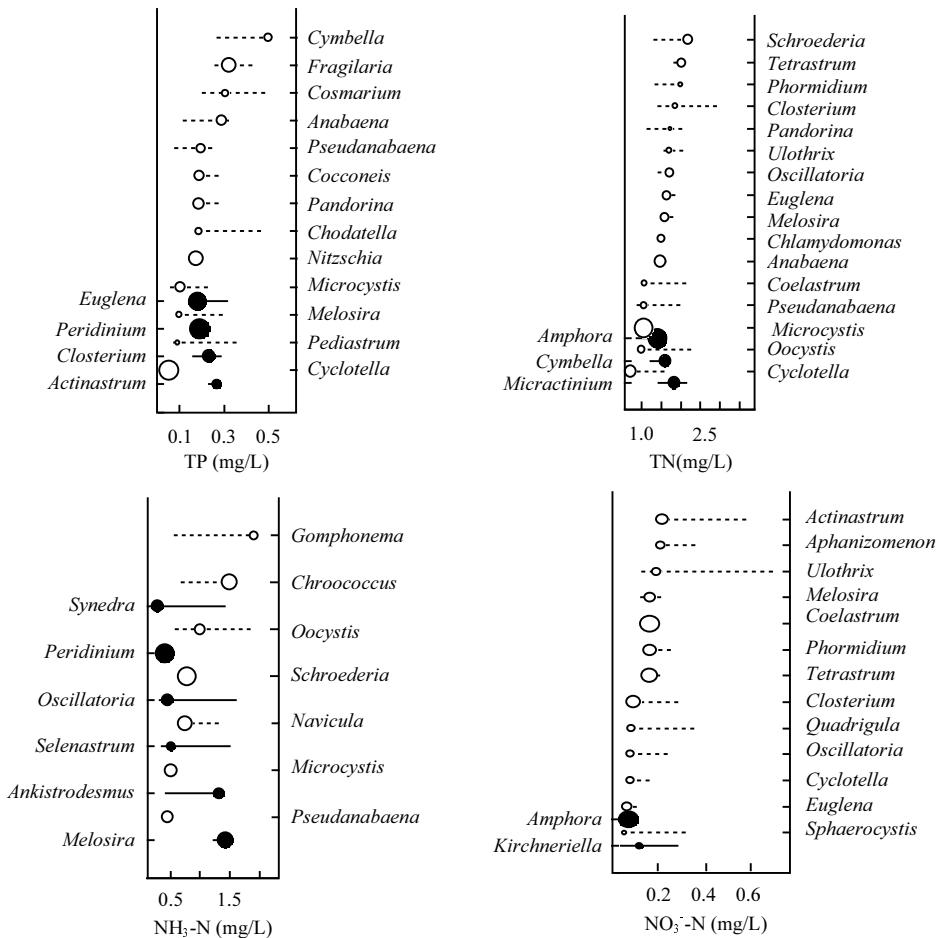


图 5 TITAN 分析得出的指示类群

Fig.5 TITAN results showing significant indicator taxa

圆圈表示突变点,圆圈大小表示响应强度大小,黑色为负响应物种,白色为正响应物种

3 讨论

3.1 不同稳态类型围隔的 Chla 含量及浮游植物群落结构特征

浮游植物作为水域初级生产者,是水生态系统中物质循环和能量流动的基础,它能对水体富营养状态的变化迅速做出响应^[26].浮游植物的群落结构与其生活水域的水质状况密切相关,在不同营养状态的水体中,分布着不同群落的浮游植物.本研究中不同稳态类型的围隔,其 Chla 浓度差异较大(图 1),A1、A3 由初期低于 50μg/L 变化到后期超过 50μg/L,属于由清水态变为浊水态的围隔.B1 围隔由初期的低于 50μg/L 变化到后期在 50μg/L 上下波动, B3 围隔的叶绿素 a 浓度基本都在 50μg/L 以下, B1、B3 属于能较好维持清水态的围隔.A2、A4、B5 围隔的叶绿素 a 浓度整个实验期间基本都在 50μg/L 以上,属于一直处于浊水态的围隔. B8 围隔由初期大于

50μg/L 变化到后期低于 50μg/L,属于由浊水态变为清水态的围隔.不同稳态类型的围隔,其藻类组成比例存在一定的差异,但从整体来看,各围隔藻类组成的变化趋势是一致的,即秋冬季和初春时节蓝藻门占比逐渐下降,绿藻门、硅藻门、隐藻门占比逐渐升高.晚春时节和夏季,蓝藻门占比又逐渐升高,夏季时,蓝藻门占比最高可达 95% 以上(图 2).这说明草型清水态维持与长效运行较为成功的围隔(B1、B3、B8),其藻类的叶绿素 a 含量虽然明显较低,但在夏季时蓝藻门仍占绝对优势.

3.2 原位生态围隔叶绿素 a、透明度和浊度对营养盐的响应特征

水体透明度和浊度是水质的重要外在表现参数,也是评价水体富营养化和水生态健康的重要指标^[27].一般认为,悬浮物、浮游藻类和可溶性有机物是影响水体透明度和浊度的主要因素^[28].氮磷营养元素长期以来被认为是与浮游植物生长密切相关

的营养物质,本研究 RDA 分析的结果表明,营养盐参数(TN 、 NH_3-N 、 NO_3^-N 、 NO_2^-N)对围隔 B5、A1、A2、A3、A4(后期为浊水态)的影响较大,对 B1、B3、B8(后期为清水态)的影响较小(图 3). TN 、 TP 、 NH_3-N 、 NO_3^-N 、 NO_2^-N 对叶绿素 a、透明度和浊度的解释度可达 46.3%,其中 TN 是最主要的因子,解释度为 36.4%, NH_3-N 、 NO_2^-N 解释度分别为 8.1% 和 1.8%. Pearson 相关分析的结果表明, TN 与浊度、透明度、叶绿素 a 都具有显著的相关性, TP 与浊度、透明度具有显著的相关性, NO_3^-N 与叶绿素 a、透明度具有显著的相关性(表 2).本研究的结果与许多研究已经表明的 TN 、 TP 是决定草型或藻型生态系统是否稳定的先决条件的观点相一致^[29],Jeppesen 等^[30]对丹麦多个浅水湖泊的调查研究指出,当 TP 浓度小于 50 $\mu g/L$ 时,以草型生态系统占主导,当 TP 浓度大于 250 $\mu g/L$ 时,则以藻型生态系统占主导.对于蓝藻水华型湖泊,不同湖泊稳态转化的营养盐浓度区间大致相近, TN 为 1~10 mg/L , TP 为 0.01~0.1 mg/L ^[31].本研究 nCPA 分析的结果表明,叶绿素 a 响应 TN 的阈值为 1.423 mg/L , 响应 TP 的阈值为 0.103 mg/L .水体透明度响应 TN 的阈值为 1.684 mg/L , 响应 TP 的阈值为 0.103 mg/L (表 3).这与实验中所观察到的 B1、B3、B8 围隔(后期处于清水态)的 TN 平均值都低于或等于 1.42 mg/L , B5、A1、A2、A3、A4 围隔(后期处于浊水态)的 TN 平均值都高于或等于 1.78 mg/L 的结果是一致的.然而,各围隔的总磷含量平均值均大于或等于 0.226 mg/L (表 1),严重超出 TP 的响应阈值.这提示维持水体生态修复工程中草型清水态的长效运行,应首要考虑 TN 的影响,在 TP 含量严重超出阈值的情况下,如果 TN 处于一个较低水平,也能维持湖泊水体草型清水态的长效运行(如 B1、B3),并实现湖泊水体由藻型浊水态向草型清水态的转换(如 B8).

3.3 原位生态围隔浮游植物对营养盐的响应特征

影响浮游植物群落组成的因素有温度、风速和太阳辐射^[32~33],各围隔的浮游植物群落结构整体主要受季节气候条件的影响,表现为冬春季节蓝藻门占比下降,绿藻门、硅藻门、隐藻门占比上升,夏秋季节蓝藻门占比最高(图 2).此外,营养盐含量也会影响影响浮游植物的生物量和群落组成,Cao 等^[34]对滇池全湖 57 个位点的研究结果表明,浮游植物群落

的负响应物种的 TN 阈值为 1.65 mg/L , TP 阈值为 131.5 $\mu g/L$, 正响应物种的 TN 阈值为 1.665 mg/L , TP 阈值为 151.5 $\mu g/L$.本研究 TITAN 的分析结果表明,正响应物种的 TN 阈值为 1.734 mg/L , TP 阈值为 0.186 mg/L , NO_3^-N 阈值为 0.197 mg/L , 负响应物种的 TN 阈值为 1.602 mg/L , TP 阈值为 0.189 mg/L , NO_3^-N 阈值为 0.069 mg/L .这 3 种营养盐的负响应种中,除 TP 的负响应种裸藻属外,其余浮游藻类在样品中出现的频率都低于 40%,而正响应种出现的频率较高,表明围隔中的优势藻类与这 3 种营养盐主要呈正相关关系.正响应物种的 NH_3-N 阈值为 0.701 mg/L , 负响应物种的 NH_3-N 阈值为 1.206 mg/L . NH_3-N 的负响应物种有 6 种,除多甲藻属的出现频率为 39% 外,其余的浮游藻类在样品中出现的频率都高于 40%,表明氨氮浓度过高会限制某些藻类的生长^[35].微囊藻属是滇池蓝藻水华的优势种,其 TN 、 TP 、 NH_3-N 正响应阈值分别为 1.054, 0.108, 0.401 mg/L .有研究指出,微囊藻属的生活史策略为 R 策略^[36~37],只要营养盐浓度超过相应的阈值范围,在适宜的环境条件下,很容易发生微囊藻水华^[34].值得注意的是硅藻门直链藻属的 TN 、 TP 阈值是正响应阈值, NH_3-N 阈值是负响应阈值,分别为 1.570, 0.103, 1.321 mg/L , 这表明尽管直链藻属与 TN 呈正相关关系,但是 NH_3-N 浓度达到 1.321 mg/L 时会对直链藻的生长产生抑制作用.

4 结论

4.1 草型清水态维持与长效运行较为成功的围隔,其藻类的叶绿素 a 含量虽然明显较低,但在夏季时蓝藻门仍占绝对优势.

4.2 在滇池水华重灾区实施水体生态修复时,应首要考虑 TN 的影响,在 TP 含量严重超出阈值的情况下,如果 TN 处于一个较低水平,也能维持湖泊水体草型清水态的长效运行,并实现湖泊水体由藻型浊水态向草型清水态的转换.

4.3 原位生态围隔内浮游植物的负响应物种响应 TN 的阈值为 1.602 mg/L , 响应 TP 的阈值为 0.189 mg/L .正响应物种响应 TN 的阈值为 1.734 mg/L , 响应 TP 的阈值为 0.186 mg/L . TN 、 TP 、 NH_3-N 、 NO_3^-N 的指示物种大部分为正响应物种, NH_3-N 的负响应物种最多.

4.4 原位围隔蓝藻水华的优势藻类微囊藻,其TN、TP和NH₃-N的正响应阈值分别为1.054, 0.108和0.401mg/L.

参考文献:

- [1] 许其功,曹金玲,高如泰,等.我国湖泊水质恶化趋势及富营养化控制阶段划分 [J]. 环境科学与技术, 2011,34(11):147–151.
Xu Q G, Cao J L, Gao R T, et al. Trend of water quality deterioration and eutrophication control phases partition in China [J]. Environmental Science & Technology, 2011,34(11):147–151.
- [2] Carpenter S R, Caraco N F, Correll D L, et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen [J]. Ecological Applications, 1998,8(3):559–568.
- [3] Smucker N J, Becker M, Detenbeck N E, et al. Using algal metrics and biomass to evaluate multiple ways of defining concentration-based nutrient criteria in streams and their ecological relevance [J]. Ecological Indicators, 2013,32:51–61.
- [4] 赵永宏,邓祥征,战金艳,等.我国湖泊富营养化防治与控制策略研究进展 [J]. 环境科学与技术, 2010,33(3):92–98.
Zhao Y H, Deng X Z, Zhan J Y, et al. Progress on preventing and controlling strategies of lake eutrophication in China [J]. Environmental Science & Technology, 2010,33(3):92–98.
- [5] Palmer M A, Lettenmaier D P, Poff N L, et al. Climate change and river ecosystems: protection and adaptation options [J]. Environmental Management, 2009,44(6):1053–1068.
- [6] Dudgeon D. Prospects for sustaining freshwater biodiversity in the 21st century: linking ecosystem structure and function [J]. Current Opinion in Environmental Sustainability, 2010,2(5):422–430.
- [7] Taylor J M, King R S, Pease A A, et al. Nonlinear response of stream ecosystem structure to low-level phosphorus enrichment [J]. Freshwater Biology, 2014,59(5):969–984.
- [8] Carpenter S R, Lathrop R C. Probabilistic estimate of a threshold for eutrophication [J]. Ecosystems, 2008,11(4):601–613.
- [9] 陈开宁,包先明,史龙新,等.太湖五里湖生态重建示范工程—大型围隔试验 [J]. 湖泊科学, 2006,18(2):139–149.
Chen K N, Bao X M, Shi L X, et al. Ecological restoration engineering in Lake Wuli, Lake Taihu: a large enclosure experiment [J]. Journal of Lake Science, 2006,18(2):139–149.
- [10] 张萌,曹特,过龙根,等.武汉东湖水生植被重建及水质改善试验研究 [J]. 环境科学与技术, 2010,33(6):154–159.
Zhang M, Cao T, Guo L G, et al. Restoration of constructed hydrophytes community in East Lake of Wuhan and experimental study on water quality improvement [J]. Environmental Science & Technology, 2010,33(6):154–159.
- [11] 殷春雨.沉水植物群落在修复后湖泊中演替趋势的研究 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2018:12–18.
Yin C Y. Study on the succession trend of submerged macrophyte community in restored shallow lake [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2018:12–18.
- [12] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, et al. Eutrophication: Time to adjust expectations—response [J]. Science, 2009a,324(5928):723–725.
- [13] Schelske C L. Eutrophication: focus on phosphorus [J]. Science, 2009,324(5928):722–722.
- [14] Bryhn A C, Håkanson L. Eutrophication: model before acting [J]. Science, 2009,324(5928):723–723.
- [15] Lourdes Cuvin-Aralar M, Focken U, Becker K, et al. Effects of low nitrogen-phosphorus ratios in the phytoplankton community in Laguna de Bay, a shallow eutrophic lake in the Philippines [J]. Aquatic Ecology, 2004,38(3):387–401.
- [16] Conley D J, Paerl H W, Howarth R W, et al. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus [J]. Science, 2009b,323(5917):1014–1015.
- [17] Qian S S, King R S, Richardson C J. Two statistical methods for the detection of environmental thresholds [J]. Ecological Modelling, 2003,166(1/2):87–97.
- [18] Baker M E, King R S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds [J]. Methods in Ecology and Evolution, 2010,1(1):25–37.
- [19] Dong J, Lu J, Li G, et al. Influences of a submerged macrophyte on colony formation and growth of a green alga [J]. Aquatic Biology, 2013,19(3):265–274.
- [20] Lichenthaler H K, Buschmann C. Chlorophylls and carotenoids: Measurement and characterization by UV - VIS spectroscopy, Current protocols in food analytical chemistry [M]. John Wiley & Sons, Inc. 2001:F4.2.1–F4.2.6.
- [21] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 2002:227–285.
General Administration of Environmental Protection of the People's Republic of China. Standard methods for the examination of water and wastewater [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002:227–285.
- [22] Lund J, Kipling C, Cren E. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting [J]. Hydrobiologia, 1958,11(2):143–170.
- [23] Paxinos R, Mitchell J G. A rapid Utermöhl method for estimating algal numbers [J]. Journal of Plankton Research, 2000,22(12):2255–2262.
- [24] Venrick E. How many cells to count [M]. Paris: Phytoplankton Manual. UNESCO. 1978:43–56.
- [25] De'ath G. Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships [J]. Ecology, 2002,83(4):1105–1117.
- [26] Reynolds C S. The ecology of phytoplankton [M]. Cambridge: Cambridge University Press. 2006.
- [27] Liu Y, Ma J, Li Y. Analysis of eutrophication of Yangtze River Yibin section [J]. Energy Procedia, 2012,16(A):203–210.
- [28] Borkman D G, Smayda T J. Long-term trends in water clarity revealed by Secchi-disk measurements in lower Narragansett Bay [J]. ICES Journal of Marine Science, 1998,55(4):668–679.
- [29] 秦伯强,宋玉芝,高光.附着生物在浅水富营养化湖泊藻-草型生态系统转化过程中作用 [J]. 中国科学: C辑, 2006,36(3):283–288.
Qin B Q, Song Y Z, Gao G. The role of periphyta in the process of regime shift from phytoplankton-dominated state to macrophytes-dominated state in shallow eutrophication lakes [J]. Science in China Ser. C Life Science, 2006,36(3):283–288.
- [30] Jeppesen E, Jensen J, Kristensen P, et al. Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions [J]. Hydrobiologia, 1990, 200(1):219–227.
- [31] 秦伯强.长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探 [J]. 湖泊科学, 2002,14(3):193–202.
Qin B Q. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangze River [J]. Journal of Lake Science, 2002,14(3):193–202.
- [32] Arhonditsis G B, Winder M, Brett M T, et al. Patterns and mechanisms of phytoplankton variability in Lake Washington (USA) [J]. Water Research, 2004,38(18):4013–4027.
- [33] Winder M, Schindler D E. Climatic effects on the phenology of lake processes [J]. Global Change Biology, 2004,10(11):1844–1856.
- [34] Cao X, Wang J, Liao J, et al. The threshold responses of phytoplankton community to nutrient gradient in a shallow eutrophic Chinese lake [J]. Ecological Indicators, 2016,61:258–267.
- [35] Grover James P, Roelke Daniel L, Brooks Bryan W, et al. Ammonium treatments to suppress toxic blooms of *Prymnesium parvum* in a subtropical lake of semi-arid climate: results from in situ mesocosm experiments [J]. Water research, 2013,47(13):4274–4285.
- [36] Zohary T, Pais-Madeira A M, Robarts R, et al. Interannual phytoplankton dynamics of a hypertrophic African lake [J]. Archiv für Hydrobiologie, 1996,136(1):105–126.
- [37] Calijuri M, Dos Santos A, Jati S. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP—Brazil) [J]. Journal of Plankton Research, 2002,24(7):617–634.

作者简介:代亮亮(1991-),男,贵州安顺人,贵州科学院助理研究员,主要从事藻类环境生物学研究,发表论文18篇。