

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2020.03.015

# 不同生物联合对滇池草海水质的净化作用

王琦,刘高慧,肖能文,史娜娜,韩煜,全占军

(中国环境科学研究院国家环境保护区域生态过程与功能评估重点实验室,北京 100012)

**摘要:**为了解不同沉水植物种植密度、不同沉水植物组合、沉水植物和鲫组合对滇池草海富营养化水体的净化效果,于2017年9—12月在滇池草海东风坝试验平台,选取4种滇池现存土著沉水植物(篦齿眼子菜(*Stuckenia pectinata*)、轮叶黑藻(*Hydrilla verticillata*)、穗花狐尾藻(*Myriophyllum spicatum*)、马来眼子菜(*Potamogeton wrightii*))、1种鱼(鲫(*Carassius auratus*))进行不同组合模拟试验。结果表明:种植密度为 $(0.63 \pm 0.06)$  g/L的篦齿眼子菜和轮叶黑藻对于TP的去除效果明显优于 $(0.33 \pm 0.05)$  g/L的种植密度;不同沉水植物组合均能够提高水体中的氮磷比,对草海富营养化水体的TN、TP、Chl-a具有明显的去除效果,试验组TN、TP、Chl-a的平均去除率分别提高了49.67%、9.06%、39.41%;鲫对于轮叶黑藻和篦齿眼子菜的生长具有明显的促进作用,加入鲫的穗花狐尾藻和马来眼子菜组合TN去除率提高了87.48%,且试验结束后,水体TN、TP去除效果稳定;沉水植物组合中,穗花狐尾藻和轮叶黑藻在高营养盐水体中生长状况最好,同时能有效控制水体中的TN、TP和Chl-a的质量浓度;鲫+穗花狐尾藻+马来眼子菜组合对草海富营养化水体的SS、TN、TP、Chl-a都具有较高的去除能力。

**关键词:**沉水植物;鲫;富营养化;水质净化;滇池草海

中图分类号:X524 文献标志码:A 文章编号:1004-6933(2020)03-0089-09

**Purification effect of combination of different organisms on water quality of Caohai of Dianchi Lake**//WANG Qi, LIU Gaohui, XIAO Nengwen, SHI Nana, HAN Yu, QUAN Zhanjun (State Environmental Protection Key Laboratory of Regional Eco-process and Function Assessment, Chinese Research Academy of Environment Sciences, Beijing 100012, China)

**Abstract:** In order to understand the purification effect of different submerged macrophyte planting density, submerged macrophyte combinations, submerged macrophytes and *Carassius auratus* combinations on the eutrophication water of Caohai of Dianchi Lake, four kinds of native submerged macrophytes (*Stuckenia pectinata*, *Hydrilla verticillata*, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton wrightii*) and *Carassius auratus* were selected to carry out different combination simulation tests in test platform of Dongfeng Dam in Caohai of Dianchi Lake from September to December in 2017. The results show that the removal efficiency of TP by *Stuckenia pectinata* and *Hydrilla verticillata* with planting density of  $(0.63 \pm 0.06)$  g/L is better than that of  $(0.33 \pm 0.05)$  g/L. Different combinations of submerged macrophytes can improve the ratio of nitrogen to phosphorus in the water, and have obvious removal effect on TN, TP and Chl-a in eutrophic water of Caohai. The average removal rates of TN, TP and Chl-a in experimental groups increase by 49.67%, 9.06% and 39.41%, respectively. *Carassius auratus* has a significant role in promoting the growth of *Hydrilla verticillata* and *Stuckenia pectinata*. The removal rate of TN in the combination of *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton wrightii* increased by 87.48%, and the removal effect of TN and TP in water was stable after the experiment. Among the submerged macrophyte combinations, the growth of *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla verticillata* was the best in the high nutrient water, and the concentration of TN, TP and Chl-a in the water could be effectively controlled. The combination of *Carassius auratus* + *Myriophyllum spicatum* + *Potamogeton wrightii* has high degradation capacity for SS, TN, TP and Chl-a in eutrophic water, which is a good combination of water purification in the ecological restoration of eutrophic water in Caohai.

**Key words:** submerged macrophyte; *Carassius auratus*; eutrophication; water purification; Caohai of Dianchi Lake

基金项目:生态环境部生物多样性调查与评估项目(2019HJ2096001006);云南省环境保护厅生物多样性保护专项“滇池土著水生植物保育区构建示范研究”

作者简介:王琦(1987—),女,工程师,硕士,主要从事生物多样性和生态修复研究。E-mail: wangqi312@126.com

通信作者:全占军,研究员。E-mail: quanzzj@caes.org.cn

滇池是我国富营养化严重的湖泊之一,近年来通过一系列的工程治理措施,外源污染中有机污染物大幅度削减,但是 N、P 仍然持续超标,蓝藻呈现周期性暴发态势,水生生态系统极度脆弱<sup>[14]</sup>。特别是草海,作为昆明主城区的排水通道,受补水量和自净能力的限制,以及外海富藻水持续输入的影响<sup>[5]</sup>,原先大规模的沉水植物已经逐渐消失,水草产卵性鱼类骤减,藻类和其他水生生物大量繁殖<sup>[6-8]</sup>。从富营养化进程来看,草海已由单纯的有机污染类型转为兼具有机污染和植物营养物污染的兼性污染型<sup>[9]</sup>。治理草海不仅需要依靠外源污染物拦截工程措施,同时也要重视水生生态系统的恢复和重建。利用水生动植物实行生物操纵是一种有效控制水体富营养化进程的生物生态方法<sup>[10-12]</sup>。

沉水植物作为湖泊的初级生产者,通过繁殖与环境进行大量的物质和能量交换,能够有效提高水环境容量,增强水体自净能力<sup>[13]</sup>。同时,沉水植物植株能够减缓风浪,有利于悬浮物质沉淀,提高水体透明度<sup>[14]</sup>,利用根茎叶直接吸收水体中的 N、P 等营养物质<sup>[15-16]</sup>,通过分泌化感物质抑制藻类生长<sup>[17]</sup>。沉水植物在恢复过程中,又能够为其他水生生物提供饵料,使与之相配的浮游动物、底栖动物以及鱼类种群数量明显增加<sup>[18]</sup>,生物多样性提高,有利于形成“清水草型”的稳定水生生态系统<sup>[19-20]</sup>。

水体中滤食性鱼类一方面通过食物链捕食关系改变生物群落结构,另一方面通过摄食作用将水体中有机物转化为鱼产品带出水体,也会起到对富营养化水体水质净化的作用<sup>[21]</sup>。鲫 (*Carassius auratus*) 是杂食性鱼类,也是滇池的土著鱼类,更是我国重要的经济鱼类,已有研究<sup>[22-23]</sup>表明,鲫能够摄食丝状绿藻、蓝藻,输出渔获物,减轻水体中 N、P 负荷,从而有利于沉水植物的恢复和水质的净化。根据滇池沉水植物已有研究成果<sup>[24]</sup>,马来眼子菜 (*Potamogeton wrightii*)、篦齿眼子菜 (*Stuckenia pectinata*) 适于生长在高营养盐环境,穗花狐尾藻 (*Myriophyllum spicatum*)、轮叶黑藻 (*Hydrilla verticillata*) 对有机物和藻类的耐受能力较强,因此,选择这 4 种沉水植物和鲫,研究不同沉水植物种植密度、不同沉水植物组合、沉水植物和鲫组合对滇池草海水质的影响,通过试验了解各阶段沉水植物生物量、长度和水中 SS、TN、TP、COD<sub>Cr</sub>、Chl-a 的浓度变化,计算污染物去除率,为利用不同生物组合进行草海富营养化水体生态修复提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

滇池位于云南省昆明市主城区,湖面面积 298.4 km<sup>2</sup>,滇池北部有一道天然堤坝将滇池分为两部分,北部地区即为草海,面积 10.8 km<sup>2</sup>。草海属于北亚热带湿润季风气候,多年平均气温为 14.7℃,其中 1 月气温最低,均值为 7.4℃,7 月最高,均值为 19.6℃,常年主导风向为西南风。每年干季主要集中在 11 月至次年 4 月,湿季则为 5—10 月,湿季降水量占全年的 87.9%。草海区域年平均降水量 994.69 mm,年平均蒸发量 1409 mm。受滇池流域人口快速增长和城市化进程加快的影响,大量的生活污水和工业废水排入草海,导致草海水质急剧恶化,蓝藻频发,原有的沉水植物大部分消失,现存沉水植物以篦齿眼子菜、轮叶黑藻为主。

### 1.2 试验材料

轮叶黑藻、穗花狐尾藻、马来眼子菜和篦齿眼子菜均采集于滇池,选用生长状态良好性状基本一致的成熟植株;鲫采集于滇池;草海原水和底泥均取自草海东风坝内(25°0'12.95"N,102°37'58.71"E)。采用 33 个约 200 L 的白色不透明聚乙烯水箱作为试验容器,水箱长、宽、高分别为 0.79 m、0.57 m、0.48 m。

### 1.3 试验设计

研究表明,滇池沉水植物恢复初级阶段的关键是降低水体中 COD<sub>Cr</sub> 的浓度,同时抑制蓝藻的生长<sup>[24]</sup>。草海沉水植物生长旺盛时段为每年的 4—11 月<sup>[25]</sup>,滇池蓝藻水华发生的时间主要集中在 6—9 月,较高的水温有利于蓝藻成为优势种群<sup>[26]</sup>,因此春秋季节是沉水植物恢复的较好时期。对 2017 年滇池水质进行监测<sup>[27]</sup>,发现 6—8 月流域降水量异常增加 80%,流域水质指标(TN、TP、COD<sub>Cr</sub>、Chl-a)浓度异常升高。考虑避免降雨、水质因素、沉水植物衰亡和生长空间受限带来的试验干扰,以沉水植物生长旺盛期作为试验时间段,模拟试验从 2017 年 9 月 19 日到 2017 年 12 月 6 日,为期 2.5 月。

模拟试验在滇池草海东风坝露天试验平台上进行,试验期间水温为 15.7℃~22.3℃。每个水箱先加入 10 cm 厚底泥,用于固定沉水植物,然后加入 150 L 滇池草海原水,水深约 38 cm,静置 3 d 后开始试验,试验过程中水箱不加盖。

本试验研究 3 个影响因素:因素 A 为草海现存优势沉水植物(篦齿眼子菜和轮叶黑藻),种植密度为(0.33 ± 0.05) g/L(盖度 25%)和(0.63 ± 0.06) g/L(盖度 50%);因素 B 为不同适应条件沉水植物<sup>[24]</sup>组合:无植物、篦齿眼子菜、轮叶黑藻、穗

花狐尾藻 + 篲齿眼子菜、穗花狐尾藻 + 马来眼子菜、轮叶黑藻 + 篲齿眼子菜、轮叶黑藻 + 马来眼子菜; 因素 C 为 鲫: 穗花狐尾藻 + 马来眼子菜、轮叶黑藻 + 篲齿眼子菜、穗花狐尾藻 + 马来眼子菜 + 鲫、轮叶黑藻 + 篲齿眼子菜 + 鲫。设置 1 个对照组 (CK), 10 个试验组 (G1 ~ G10), 每组设置 3 个平行, 通过正交试验研究不同因素对水质的影响。试验设计见表 1。

表 1 试验设计

Table 1 Experiment design

处理组	沉水植物				
	组合	株数	盖度/ %	长度/ cm	生物量/g
G1	篲齿眼子菜	4	25	30	43.33 ± 6.67
G2	篲齿眼子菜	8	50	30	86.67 ± 16.67
G3	轮叶黑藻	4	25	30	56.67 ± 13.33
G4	轮叶黑藻	8	50	30	103.33 ± 6.67
G5	穗花狐尾藻 + 篲齿眼子菜	4 + 4	50	30	150.00 ± 50.00
G6	穗花狐尾藻 + 马来眼子菜	4 + 4	50	30	123.33 ± 26.67
G7	轮叶黑藻 + 篲齿眼子菜	4 + 4	50	30	106.67 ± 16.67
G8	轮叶黑藻 + 马来眼子菜	4 + 4	50	30	110.00 ± 30.00
G9	穗花狐尾藻 + 马来眼子菜	4 + 4	50	30	123.33 ± 6.67
G10	轮叶黑藻 + 篲齿眼子菜	4 + 4	50	30	180.00 ± 30.00
CK	对照组				

  

处理组	鱼类			
	种类	数量/尾	长度/cm	生物密度/(g · m <sup>-2</sup> )
G1	无			
G2	无			
G3	无			
G4	无			
G5	无			
G6	无			
G7	无			
G8	无			
G9	鲫	3	18	1250
G10	鲫	3	18	1250
CK	无			

试验开始前, 将采集的沉水植物用清水洗净并去除杂质, 对植株进行修剪, 长度统一修剪到 30 cm, 按照沉水植物种植盖度 25% 和 50% 分别设置种植梯度, 并进行初始生物量测定。试验开始后, 将沉水植物按照试验设计种植于水箱中; 设置鲫的两个试验组, 待水箱中沉水植物稳定生长一周后放入, 并连接充氧装置。在试验过程中, 每天测定水温, 观察水箱内鱼类的生长情况, 如果鲫鱼死亡, 则及时更换相同大小和质量的鲫鱼。

试验期间每 26 d 进行 1 次采样, 采样时间分别为 9 月 19 日、10 月 15 日、11 月 10 日、12 月 6 日, 每次采集水样 250 mL, 采集的水样各项参数按照《水和废水监测分析方法 (第四版)》实施测定; SS 用离心 + 滤纸过滤法测定; TN 用碱性过硫酸钾氧化-紫外分光光度法测定; TP 用钼酸铵分光光度法测定;

COD<sub>Cr</sub> 用重铬酸钾法测定; Chl-a 用乙醇 + 分光光度法测定。试验结束后, 对每个水箱中沉水植物进行称重。数据采用 SPSS 17.0 软件进行相关性分析和单因素 ANOVA 分析, 经过 *T* 检验, *P* < 0.05。去除率计算公式为

$$C = \frac{\rho_{初} - \rho_{末}}{\rho_{初}} \times 100\% \quad (1)$$

式中: *C* 为去除率;  $\rho_{初}$  为试验初始水体 SS、TN、TP、COD<sub>Cr</sub>、Chl-a 的质量浓度;  $\rho_{末}$  为试验结束时水体 SS、TN、TP、COD<sub>Cr</sub>、Chl-a 的质量浓度。

## 2 结果与分析

### 2.1 对 SS 的去除效果

表 2 为不同处理组水体中 SS 质量浓度变化。可见试验过程中, 试验组和 CK 组 SS 质量浓度均有不同程度的下降。试验初期, 试验组 SS 质量浓度约为 (65.0 ± 9.00) mg/L; 试验 1 个月后, SS 质量浓度下降最为显著, 约为 (6.6 ± 1.95) mg/L, 去除率达到 79.8% ± 26.90%; 试验 2 个月后, 与 CK 组相比, 除 G3 组外, 试验组 SS 质量浓度均出现不同程度回升; 试验结束时, 试验组 SS 质量浓度约为 (13.1 ± 16.39) mg/L。对试验组和 CK 组 SS 质量浓度进行差异性分析, 试验 2 个月后, G2、G6 组 SS 去除率分别低于 CK 组 61.54%、33.46% (*P* < 0.05); 试验结束时, G2、G6、G8 组 SS 去除率分别低于 CK 组 10.25%、25.96%、39.39% (*P* < 0.05), G9 组 SS 去除率高于 CK 组 2.08% (*P* < 0.05)。试验表明, 沉水植物组合对于 SS 的去除效果不显著, 鲫 + 穗花狐尾藻 + 马来眼子菜组合对于 SS 的去除效果略好于其他沉水植物组合。

表 2 不同处理组水体中 SS 质量浓度变化

Table 2 SS concentration changes in different

处理组	treatment groups			
	mg/L			
	9月19日	10月15日	11月10日	12月6日
G1	74.00	6.00	41.50	9.00
G2	65.00	6.33	57.00	11.66
G3	60.66	7.66	17.00	11.00
G4	60.00	7.00	28.00	13.00
G5	66.00	6.33	26.00	10.66
G6	69.33	6.66	41.33	23.33
G7	69.00	7.00	26.00	12.00
G8	62.66	7.00	50.00	29.50
G9	59.33	7.50	36.66	3.33
G10	64.00	4.66	36.00	7.66
CK	65.00	6.00	17.00	5.00

对 G1、G2、G3、G4 组进行对比, 各组之间无明显差异性 (*P* > 0.05), 试验表明, 沉水植物种植密度对于 SS 去除率影响较小。对 G6、G9、G7、G10 组进

行对比, G6、G9 组在 0.01 水平上存在显著差异, G7、G10 组无显著差异性, G9 组 SS 去除率比 G6 组提高了 28.04%。试验表明, 加入鲫鱼的穗花狐尾藻和马来眼子菜组合可能比无鲫鱼干扰的沉水植物组合去除 SS 更有优势。

## 2.2 对 TN 的去除效果

表 3 为不同处理组水体中 TN 质量浓度变化。试验初期, 试验组 TN 质量浓度约为 (1.4 ± 0.41) mg/L; 试验 1 个月后, 试验组 TN 质量浓度出现小幅度上升; 试验 2 个月后, 除 CK、G3、G5 组外, 其余试验组 TN 质量浓度呈明显下降或稳定趋势; 试验结束时, 除 G2、G6、G7、G8 组 TN 略有回升外, 其余试验组 TN 质量浓度均逐渐下降或趋于稳定, 试验组 TN 质量浓度约为 (2.6 ± 0.72) mg/L, 试验组 TN 平均去除率达到 49.67%。

表 3 不同处理组水体中 TN 质量浓度变化

Table 3 TN concentration changes in different

		treatment groups		mg/L	
处理组	9月19日	10月15日	11月10日	12月6日	
G1	1.33	3.22	2.76	2.79	
G2	1.29	3.22	2.95	3.04	
G3	1.84	2.28	2.53	2.33	
G4	1.42	2.48	2.29	1.97	
G5	1.63	2.85	3.43	2.90	
G6	1.40	3.09	2.46	3.23	
G7	1.31	2.82	2.22	2.49	
G8	1.50	2.67	2.39	3.28	
G9	1.34	2.65	2.58	1.93	
G10	1.30	2.61	2.62	2.48	
CK	1.22	3.21	4.87	2.88	

对试验组和 CK 组进行差异性分析, G3、G4、G9、G10 组 ( $P < 0.01$ ) 和 CK 组存在显著差异。相比 CK 组, G3 组轮叶黑藻组合 TN 去除率提高了 109.48%, G4 组轮叶黑藻组合 TN 去除率提高了 96.77%, G9 组穗花狐尾藻 + 马来眼子菜 + 鲫组合 TN 去除率提高了 92.28%, G10 组轮叶黑藻 + 篦齿眼子菜 + 鲫组合 TN 去除率提高了 45.53%。

对 G1、G2、G3、G4 组进行对比, 均无显著差异, 表明沉水植物种植密度对于水体 TN 的削减影响较小。对 G6、G9、G7、G10 组进行对比, G6、G9 组在 0.05 水平上存在显著差异, G7、G10 组无显著差异, 加入鲫鱼的穗花狐尾藻和马来眼子菜植物组合比无鲫鱼的组合对 TN 的去除率提高了 87.48%。

## 2.3 对 TP 的去除效果

表 4 为不同处理组水体中 TP 质量浓度变化。试验过程中, 试验组和 CK 组 TP 质量浓度均呈下降趋势。试验初期, 试验组 TP 质量浓度约为 (0.1 ± 0.04) mg/L; 试验 1 个月后, TP 去除效果最为明显,

试验组 TP 质量浓度约为 (0.05 ± 0.02) mg/L, 平均去除率达到 49.02%; 试验 2 个月后, TP 质量浓度下降逐渐趋于平缓; 试验结束时, 试验组 TP 质量浓度约为 (0.04 ± 0.03) mg/L, 除 G1、G2、G6、G8 组外, 其余各试验组 TP 质量浓度均低于 CK 组, 试验组 TP 去除率均值达到 9.06%。

表 4 不同处理组水体中 TP 质量浓度变化

Table 4 TP concentration changes in different

		treatment groups		mg/L	
处理组	9月19日	10月15日	11月10日	12月6日	
G1	0.08	0.06	0.06	0.05	
G2	0.11	0.07	0.05	0.05	
G3	0.10	0.05	0.03	0.04	
G4	0.15	0.03	0.03	0.02	
G5	0.10	0.05	0.04	0.04	
G6	0.11	0.06	0.05	0.07	
G7	0.10	0.05	0.04	0.03	
G8	0.12	0.05	0.04	0.05	
G9	0.09	0.04	0.04	0.03	
G10	0.10	0.07	0.04	0.03	
CK	0.11	0.06	0.07	0.05	

对试验组和 CK 组进行差异性分析, G4、G5、G9、G10 组 TP 浓度均显著低于 CK 组 ( $P < 0.05$ ), 其余各组与 CK 组未存在显著差异。与 CK 组相比, G4 组轮叶黑藻组合 TP 去除率上升 28.48%, G5 组穗花狐尾藻 + 篦齿眼子菜 TP 去除率上升 9.99%, G9 组穗花狐尾藻 + 马来眼子菜 + 鲫组合的 TP 去除率上升 17.06%, G10 组轮叶黑藻 + 篦齿眼子菜 + 鲫组合的 TP 去除率上升 14.72%。

对 G1、G2、G3、G4 组进行对比, G1、G2 组在 0.05 水平上存在显著差异, G3、G4 组在 0.01 水平上存在显著差异。与 (0.33 ± 0.05) g/L 的种植密度相比, (0.63 ± 0.06) g/L 种植密度的篦齿眼子菜和轮叶黑藻对 TP 的去除率分别提高了 13.44% 和 28.64%。

对 G6、G9、G7、G10 组进行对比, G6、G9 组在 0.01 水平上存在显著差异, G7、G10 组在 0.05 水平上存在显著差异。与未养殖鲫鱼的沉水植物组合相比, 加入鲫的穗花狐尾藻和马来眼子菜组合 TP 的去除率提高了 1.45%, 加入鲫的篦齿眼子菜和轮叶黑藻组合 TP 的去除率提高了 14.15%。

## 2.4 对 COD<sub>Cr</sub> 的去除效果

表 5 为不同处理组水体中 COD<sub>Cr</sub> 质量浓度变化。试验初期, 试验组 COD<sub>Cr</sub> 的质量浓度约为 (25.2 ± 6.82) mg/L; 试验 1 个月后, 除 G3、G4、G7 组 COD<sub>Cr</sub> 质量浓度持续下降外, 其余各试验组和 CK 组 COD<sub>Cr</sub> 质量浓度均出现小幅度上升, 而后出现下降; 试验结束时, 各组 COD<sub>Cr</sub> 质量浓度均出现回升,

甚至超过了试验初期  $COD_{Cr}$  质量浓度。和 CK 组相比,试验结束后,除 G1、G2 篦齿眼子菜组合  $COD_{Cr}$  质量浓度明显上升( $P < 0.05$ ),其余试验组和 CK 组相比, $COD_{Cr}$  质量浓度无明显差异,表明沉水植物组合对于  $COD_{Cr}$  质量浓度的削减不具有明显优势。

表 5 不同处理组水体中  $COD_{Cr}$  质量浓度变化

Table 5  $COD_{Cr}$  concentration changes in different

处理组	treatment groups			
	mg/L			
	9月19日	10月15日	11月10日	12月6日
G1	23.33	33.10	26.73	48.07
G2	23.13	41.97	38.07	58.60
G3	29.47	13.13	12.00	33.70
G4	31.67	20.63	14.37	36.27
G5	22.10	28.63	13.97	34.73
G6	18.37	23.97	19.60	41.67
G7	30.40	26.67	17.43	37.73
G8	23.00	26.50	18.00	42.00
G9	25.33	29.97	16.07	43.10
G10	25.07	30.80	15.67	39.70
CK	21.40	24.50	9.60	38.80

对 G1、G2、G3、G4 组进行对比,各组之间无明显差异性,表明沉水植物种植密度大小对于水体  $COD_{Cr}$  质量浓度降低无明显差别。对 G6、G9、G7、G10 组进行对比,各组之间无显著差异性,试验表明,加入鲫鱼对于沉水植物组合去除  $COD_{Cr}$  不具有明显优势。

## 2.5 对 Chl-a 的去除效果

表 6 为不同处理组水体中 Chl-a 质量浓度变化。试验初期,所有处理组 Chl-a 质量浓度均约为  $8.55 \text{ mg/L}$ ;试验过程中,CK 组 Chl-a 质量浓度呈现先降低后升高趋势;试验结束后,CK 组 Chl-a 质量浓度约为  $7.75 \text{ mg/L}$ ,与试验初期相比无明显变化。

表 6 不同处理组水体中 Chl-a 质量浓度变化

Table 6 Chl-a concentration changes in different

处理组	treatment groups			
	mg/L			
	9月19日	10月15日	11月10日	12月6日
G1	8.55	7.63	4.95	4.74
G2	8.55	5.90	4.15	4.86
G3	8.55	6.32	4.29	3.25
G4	8.55	6.75	4.37	3.99
G5	8.55	6.22	4.23	4.63
G6	8.55	7.64	2.22	4.73
G7	8.55	6.53	4.14	3.65
G8	8.55	5.40	4.27	5.62
G9	8.55	4.85	4.50	4.05
G10	8.55	8.43	4.66	4.29
CK	8.55	7.46	6.87	7.75

试验 1 个月后,与 CK 组相比,除 G1、G6、G10 组外,其余各组 Chl-a 质量浓度呈明显下降趋势;试验 2 个月后,G1、G6、G10 组 Chl-a 质量浓度呈现明

显下降趋势,其余各组 Chl-a 质量浓度下降趋势减缓;试验结束时,G2、G5、G6、G8 组 Chl-a 质量浓度呈小幅度上升趋势,其余各组 Chl-a 质量浓度逐渐下降并趋于稳定。G1 ~ G9 组和 CK 组在 0.01 水平上存在显著差异,G10 组和 CK 组在 0.05 水平上存在显著差异。试验结束时,试验组 Chl-a 质量浓度约为  $(4.4 \pm 1.24) \text{ mg/L}$ ,试验组 Chl-a 平均去除率达到 39.41%。

对 Chl-a 质量浓度进行差异性分析,G3、G4、G7、G9 组 Chl-a 去除效果明显优于其他各组。与 CK 组相比,G3 组 Chl-a 去除率提高了 52.63%,G4 组 Chl-a 去除率提高了 44.01%,G7 组 Chl-a 去除率提高了 47.99%,G9 组 Chl-a 去除率提高了 43.23%。试验表明,轮叶黑藻组合、轮叶黑藻 + 篦齿眼子菜组合、鲫 + 穗花狐尾藻 + 马来眼子菜组合对于去除水体中 Chl-a 质量浓度具有明显优势。

对 G1、G2、G3、G4 组进行对比,各组之间无明显差异性。对 G6、G9、G7、G10 组进行对比,G6、G9 组无显著差异,G7、G10 组在 0.05 水平上存在显著差异性,G7 组 Chl-a 去除率比 G10 组提高了 7.56%,试验表明,养殖鲫鱼的沉水植物组合和无鲫鱼养殖的沉水植物组合相比对于 Chl-a 的去除并不具有优势。

## 2.6 沉水植物生长状况比较

表 7 为不同处理组沉水植物植株长度和生物量变化。可见试验结束时,10 组沉水植物组合植物株长和生物量都有明显增加。其中,G6 组穗花狐尾藻和马来眼子菜组合、G5 组穗花狐尾藻和篦齿眼子菜组合、G4 组轮叶黑藻生长状况最好,株长分别增加 2.27 倍、2.26 倍和 2.83 倍,生物量分别增加 3.42 倍、2.98 倍和 3.32 倍。G1 组和 G2 组篦齿眼子菜株长和生物量增加较少,试验结束后,株长分别增加 0.68 倍和 1.16 倍,生物量分别增加 0.52 倍和 0.47 倍。试验表明,在草海富营养化水体中,轮叶黑藻、穗花狐尾藻、马来眼子菜和篦齿眼子菜均可以生长,生长状况由好到差的顺序为穗花狐尾藻、轮叶黑藻、马来眼子菜、篦齿眼子菜。

从种植密度来看,将 G1、G2 组和 G3、G4 组进行对比,不同种植密度下的轮叶黑藻生长状况良好,能迅速适应高营养盐的环境。轮叶黑藻种植密度为  $(0.33 \pm 0.05) \text{ g/L}$  时,生物量由  $(55.0 \pm 5.0) \text{ g}$  增加至  $(194.0 \pm 40.33) \text{ g}$ ;种植密度为  $(0.63 \pm 0.06) \text{ g/L}$  时,生物量由  $(105.0 \pm 5.0) \text{ g}$  增加至  $(453.0 \pm 60.33) \text{ g}$ 。两组试验均存在显著差异( $P < 0.01$ ),表明轮叶黑藻生物量随种植密度增大而增加。

表7 不同处理组沉水植物植株长度和生物量变化

Table 7 Changes of plant length and biomass of submerged plants in different treatment groups

处理组	植株长度/cm		生物量/g	
	试验开始时	试验结束时	试验开始时	试验结束时
G1	30	50.33	45	68.33
G2	30	64.67	90	132.33
G3	30	67.67	60	194.33
G4	30	85.00	105	453.33
G5	30	97.75	150	596.67
G6	30	98.00	130	574.33
G7	30	55.50	110	280.00
G8	30	71.80	110	372.67
G9	30	87.33	125	446.67
G10	30	70.33	180	650.00

对 G6、G9 组和 G7、G10 组进行对比,穗花狐尾藻、马来眼子菜组合中,加入鲫的 G9 组沉水植物生物量明显低于不加鲫的 G6 组( $P < 0.05$ ),两组沉水植物植株生长长度差异不明显,表明鲫对穗花狐尾藻、马来眼子菜的摄食作用导致沉水植物生物量降低。轮叶黑藻、篦齿眼子菜组合中,加入鲫的 G10 组,不论植株长度和植株生物量均高于不加鲫的 G7 组( $P < 0.05$ ),表明鲫对于轮叶黑藻、篦齿眼子菜的生长具有明显的促进作用。

### 3 讨论

#### 3.1 沉水植物种植密度对水质的影响

不同种植密度下的篦齿眼子菜和轮叶黑藻生物量和植株长度均有明显增加,表明较低的种植密度能够提供沉水植物生长所需的充足营养和生长空间,有利于沉水植物生物量的快速积累。通过篦齿眼子菜和轮叶黑藻生长状况的比较,轮叶黑藻的生长状况明显优于篦齿眼子菜,且( $0.63 \pm 0.06$ ) g/L 种植密度的轮叶黑藻生长状况明显优于( $0.33 \pm 0.05$ ) g/L 的种植密度。篦齿眼子菜虽然具有很强的耐污能力<sup>[28]</sup>,但是由于植株叶形为披针叶型<sup>[29]</sup>,这种叶型表面积较小,能够耐受的不利影响较小,导致种植初期生长速度较慢,和轮叶黑藻相比,不具有明显的竞争优势。而轮叶黑藻作为较强的耐污种,随着种植密度的增大,一方面通过更大面积根系分泌化感物质抑制藻类生长,另一方面在种植初期就占据更多的生态空间,在光能和营养物质获取上具有更强的竞争优势,因此生长状况更好。

从不同种植密度篦齿眼子菜和轮叶黑藻对水体 SS、TN、TP、COD<sub>Cr</sub>、Chl-a 的去除率来看,种植密度为( $0.63 \pm 0.06$ ) g/L 的篦齿眼子菜和轮叶黑藻对于 TP 去除效果明显高于( $0.33 \pm 0.05$ ) g/L 的种植密度。水体中的磷主要依靠植物直接吸收作用去除,

随着篦齿眼子菜和轮叶黑藻种植密度的增大,对于水体中 TP 的去除效果更加明显。不同种植密度篦齿眼子菜和轮叶黑藻对水体 SS、TN、COD<sub>Cr</sub>、Chl-a 的去除率效果差异较小,可能是由于试验中两种种植密度均较低,在后续试验中,可以增加试验种植密度梯度进行进一步研究。

#### 3.2 不同沉水植物组合对水质的影响

沉水植物的种植能够增加水体自净能力,大量研究表明<sup>[30-31]</sup>,轮叶黑藻和穗花狐尾藻的生长能有效降低水体浊度、抑制藻类生长,同时,对水体中 N、P 有很好的去除效果,本研究的结论与此相符。研究发现,沉水植物组合对于水体有机污染物降解能力较弱,而对于高营养盐水体的 N、P 和 Chl-a 的去除能力较强。水体中的氮除了植物直接吸收外,还存在挥发、硝化、反硝化作用<sup>[32]</sup>,因此,在试验过程中,CK 组和试验组的 TN 呈现波动性变化趋势。虽然氮磷的变化规律不一致,但是,试验组的水体中 TN、TP 浓度均要显著低于 CK 组,表明种植沉水植物可以有效降低水体中的营养盐浓度。

试验过程中,夏秋季(9—10 月)试验组 N、P 等营养物质浓度均低于 CK 组,试验结束时(11—12 月),水体中 N、P 浓度和 CK 组差异较小。沉水植物生长过程中,为了满足自身生长需求,需要大量消耗水体中的 N、P 等营养物质,从而削减水体中的营养盐浓度;试验后期,水中 N、P 有升高趋势,说明一方面沉水植物的衰亡会重新向水体中释放 N、P,另一方面水体中的高营养物质也会对沉水植物形成胁迫,影响了植物的正常生长,降低其去除水体中 N、P 的能力。本研究发现,沉水植物的生长对于 Chl-a 的去除较为显著且稳定,试验结束后,试验组 Chl-a 浓度均显著低于 CK 组,可见沉水植物的生长对于藻类的生长有明显的抑制作用。

研究表明,氮磷的耦合作用可以改变水体的营养结构<sup>[33]</sup>,因此本研究采用氮磷比作为评估水体营养结构的重要工具。将各个试验组氮磷比进行计算,并进一步对试验组氮磷比、Chl-a、COD<sub>Cr</sub>、SS 的质量浓度数据进行相关性分析。结果表明氮磷比和 Chl-a 质量浓度在 0.01 水平上存在显著负相关性,相关系数达到 -0.618;氮磷比和 SS 质量浓度在 0.01 水平上存在显著负相关性,相关系数达到 -0.511;Chl-a 质量浓度和 SS 质量浓度在 0.01 水平上存在显著正相关性,相关系数达到 0.370。可见,水体中 Chl-a 和 SS 具有显著的协同作用,水体中氮磷比越高,Chl-a 质量浓度越低,水体 SS 质量浓度越低。试验初期,试验组和 CK 组氮磷比都在 9.59:1 ~ 18.62:1 之间,试验结束时,CK 组氮磷比

约为 58.78:1, 试验组氮磷比在 54.25:1 ~ 93.62:1 之间, 其中, G3、G4、G5、G8、G10 组氮磷比均达到了 80:1 以上, G7、G9 组氮磷比在 70:1 ~ 80:1 之间, 和 CK 组具有明显差异性 ( $P < 0.01$ )。沉水植物生长过程中通过提高水体的氮磷比, 从而抑制藻类生长, 降低水体中的 Chl-a 质量浓度。

### 3.3 鲫的养殖对水质的影响

养殖鲫的 G9、G10 组与 CK 组相比, G9 组 TN 去除率提高了 92.28%, TP 去除率提高了 17.06%; G10 组 TN 去除率提高了 45.53%, TP 去除率提高了 14.72%, 表明沉水植物和鲫组合对于草海水体中 TN、TP 的去除均具有明显优势, 且相较 TP, 对于 TN 的降解效果更显著。进一步分析有无鲫鱼养殖试验组 TN、TP 的变化规律, 发现无鲫鱼养殖的沉水植物组合 TN、TP 浓度呈现波动性变化趋势, 特别是在试验后期, TN 浓度显著回升, TP 浓度略有回升; 而加入鲫鱼的试验组, TN、TP 浓度持续稳定下降, 试验结束时, 并未出现 TN、TP 浓度回升的现象, 鲫鱼可以将 TN、TP 转移到体内, 从而减轻水体中 N、P 负荷。

加入鲫的试验组 Chl-a 质量浓度均显著低于 CK 组, 但是和未养殖鲫鱼的沉水植物组合相比, 没有显著差异。鲫鱼主要以沉水植物、藻类、水生昆虫及其他有机碎屑为主要食物, 研究发现<sup>[22]</sup> 鲫鱼喜爱摄食马来眼子菜, 同时也以蓝藻为主要食物。在鲫 + 穗花狐尾藻 + 马来眼子菜组合试验中, 马来眼子菜和穗花狐尾藻生物量增加较少, 这主要与鲫鱼摄食有关。由于鲫鱼对沉水植物的摄食作用较强, 对于水体中浮游动植物的滤食作用较弱, 因此可能造成有鲫鱼组对于水体中 Chl-a 的影响与无鲫鱼组无显著差异。而 G10 组中, 由于鲫鱼不喜摄食篦齿眼子菜和轮叶黑藻, 主要以浮游动植物为食, 摄食过程中一方面水体中浮游动物的减少可能会造成浮游植物的增加, 另一方面鲫鱼的滤食可能只改变浮游植物的组成, 而不会影响总生物量<sup>[23]</sup>。因此, 加入鲫鱼的生物操纵方法虽然能够抑制蓝藻的发生, 改变现有水体中浮游植物结构, 但是对于藻类总生物量的控制机制还需要进一步探讨。

和 CK 组相比, 沉水植物组合、鲫对于水体中 SS 的去除作用较小。鲫 + 穗花狐尾藻 + 马来眼子菜组合对于 SS 浓度的控制效果略好, 可能由于鲫鱼对马来眼子菜的摄食作用, 导致其主要集中在水体中上层活动, 避免了活动引起的底质再悬浮。

## 4 结 论

a. 沉水植物对于草海富营养化水体中有机污

染物降解能力较弱, 而对于高营养盐水体中的 TN、TP 和 Chl-a 的去除效果较好, 通过迅速提高水体氮磷比, 抑制藻类生长。加入滤食性鲫鱼的沉水植物组合, 对轮叶黑藻、篦齿眼子菜生长具有明显的促进作用, 且对于水体中营养盐的降解能力显著提高, TN、TP 去除效果更加稳定。

b. 在滇池草海沉水植物恢复过程中, 轮叶黑藻具有较强的生长能力、耐污能力和降解污染物能力, 可以作为草海水体修复的先锋恢复种。种植初期, 篦齿眼子菜搭配穗花狐尾藻、轮叶黑藻等生长能力较强的耐污物种, 可以促进沉水植物生长并提升水质净化效果。

c. 轮叶黑藻单优群落对于草海水体的 TN、TP、Chl-a 具有很好的去除效果; 穗花狐尾藻 + 马来眼子菜 + 鲫组合对于富营养化水体的 SS、TN、TP、Chl-a 都具有很好的降解能力, 是最适宜作为草海富营养化水体水质净化的先锋物种组合。

### 参考文献:

- [1] 徐晓梅, 吴雪, 何佳, 等. 滇池流域水污染特征(1988—2014年)及防治对策[J]. 湖泊科学, 2016, 28(3): 476-484. (XU Xiaomei, WU Xue, HE Jia, et al. Research on the pollution characteristics of Dianchi watershed(1988—2014) and identification of countermeasures[J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(3): 476-484. (in Chinese))
- [2] 梁中耀, 刘永, 盛虎, 等. 滇池水质时间序列变化趋势识别及特征分析[J]. 环境科学学报, 2014, 34(3): 754-762. (LIANG Zhongyao, LIU Yong, SHENG Hu, et al. Identification of water quality trends in Lake Dianchi using an integrated STL and RSI approach[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2014, 34(3): 754-762. (in Chinese))
- [3] 刘永, 阳平坚, 盛虎, 等. 滇池流域水污染防治规划与富营养化控制战略研究[J]. 环境科学学报, 2012, 32(8): 1962-1972. (LIU Yong, YANG Pingjian, SHENG Hu, et al. Watershed pollution prevention planning and eutrophication control strategy for Lake Dianchi[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2012, 32(8): 1962-1972. (in Chinese))
- [4] 李根保, 李林, 潘珉, 等. 滇池生态系统退化成因、格局特征与分区分步恢复策略[J]. 湖泊科学, 2014, 26(4): 485-496. (LI Genbao, LI Lin, PAN Min, et al. The degradation cause and pattern characteristics of Lake Dianchi ecosystem and new restoration strategy of ecoregion and step-by-step implementation[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(4): 485-496. (in Chinese))
- [5] 刘雨桐, 郭艳英, 姚越, 等. 滇池草海外源减排对湖水水质影响研究[J]. 环境科学与技术, 2017, 40(增刊2): 249-252, 260. (LIU Yutong, GUO Yanying, YAO Yue, et al. A study on the impacts of external pollution control on

- water quality of Caohai, Dianchi lake [J]. Environmental Science & Technology, 2017, 40 ( Sup2 ) : 249-252, 260. ( in Chinese )
- [ 6 ] 陈银瑞, 杨君兴, 李再云. 云南鱼类多样性和面临的危机 [J]. 生物多样性, 1998, 6(4) : 32-37. ( CHEN Yinrui, YANG Junxing, LI Zaiyun. The diversity and present status of fishes in Yunnan Province [J]. Biodiversity Science, 1998, 6(4) : 32-37. ( in Chinese ) )
- [ 7 ] 罗民波, 段昌群, 沈新强, 等. 滇池水环境退化与区域内物种多样性的丧失 [J]. 海洋渔业, 2006, 28(1) : 71-78. ( LUO Minbo, DUAN Changqun, SHEN Xinqiang, et al. Environmental degradation and loss of species diversity in Dianchi Lake [J]. Marine Fisheries, 2006, 28(1) : 71-78. ( in Chinese ) )
- [ 8 ] 余国营, 刘永定, 丘昌强, 等. 滇池水生植被演替及其与水环境变化关系 [J]. 湖泊科学, 2000, 12(1) : 73-80. ( YU Guoying, LIU Yongding, QIU Changqiang, et al. Macrophyte succession in Dianchi Lake and relations with the environment [J]. Journal of Lake Sciences, 2000, 12(1) : 73-80. ( in Chinese ) )
- [ 9 ] 郭怀成, 王心宇, 伊璇. 基于滇池水生态系统演替的富营养化控制策略 [J]. 地理研究, 2013, 32(6) : 998-1006. ( GUO Huaicheng, WANG Xinyu, YI Xuan. Study on eutrophication control strategy based on the succession of water ecosystem in the Dianchi Lake [J]. Geographical Research, 2013, 32(6) : 998-1006. ( in Chinese ) )
- [ 10 ] 王寿兵, 屈云芳, 徐紫然. 基于生物操纵的富营养化湖泊蓝藻控制实践 [J]. 水资源保护, 2016, 32(5) : 1-4. ( WANG Shoubing, QU Yunfang, XU Ziran. Algal bloom control in eutrophic lakes and reservoirs based on biomanipulation [J]. Water Resources Protection, 2016, 32(5) : 1-4. ( in Chinese ) )
- [ 11 ] 赵秀侠, 杨坤, 方婷, 等. 3 种微藻在龟鳖养殖废水中的生长与脱氮除磷特性 [J]. 水资源保护, 2018, 34(1) : 83-87. ( ZHAO Xiuxia, YANG Kun, FANG Ting, et al. Growth feature and nitrogen and phosphorus removal characteristics of three microalgae in turtle breeding wastewater [J]. Water Resources Protection, 2018, 34(1) : 83-87. ( in Chinese ) )
- [ 12 ] 刘唱, 刘凌, 张又, 等. 阳澄湖大型底栖动物群落结构和空间分布特征 [J]. 水资源保护, 2017, 33(2) : 79-87. ( LIU Chang, LIU Ling, ZHANG You, et al. Community structure and spatial distribution of macrozoobenthos in Yangcheng Lake, China [J]. Water Resources Protection, 2017, 33(2) : 79-87. ( in Chinese ) )
- [ 13 ] MOSS B. Engineering and biological approaches to the restoration from eutrophication of shallow lakes in which aquatic plant communities are important components [J]. Biomaniplulation Tool for Water Management, 1990(2) : 367-377.
- [ 14 ] 章铭, 于谨磊, 何虎, 等. 太湖五里湖生态修复示范区水质改善效果分析 [J]. 生态科学, 2012, 31(3) : 240-244. ( ZHANG Ming, YU Jinlei, HE Hu, et al. Effects of ecological restoration on water quality of Wuli Bay, Lake Taihu [J]. Ecological Science, 2012, 31(3) : 240-244. ( in Chinese ) )
- [ 15 ] 宋福, 陈艳卿, 乔建荣, 等. 常见沉水植物对草海水体 (含底泥) 总氮去除速率的研究 [J]. 环境科学研究, 1997, 10(4) : 50-53. ( SONG Fu, CHEN Yanqing, QIAO Jianrong, et al. Study on the removal rate to total nitrogen in Caohai Lake ( including sediments ) by common submerged macrophytes [J]. Research of Environmental Sciences, 1997, 10(4) : 50-53. ( in Chinese ) )
- [ 16 ] 任文君, 田在峰, 宁国辉, 等. 4 种沉水植物对白洋淀富营养化水体净化效果的研究 [J]. 生态环境学报, 2011, 20(2) : 345-352. ( REN Wenjun, TIAN Zaifeng, NING Guohui, et al. Purification efficiency of four species submerged macrophytes for the eutrophic water in Baiyangdian Lake [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(2) : 345-352. ( in Chinese ) )
- [ 17 ] HILT S, GROSS E M. Can allelopathically active submerged macrophytes stabilise clear-water states in shallow lakes? [J]. Basic and Applied Ecology, 2008, 9(4) : 422-432.
- [ 18 ] 宋碧玉, 曹明, 谢平. 沉水植被的重建与消失对原生动动物群落结构和生物多样性的影响 [J]. 生态学报, 2000, 20(2) : 270-276. ( SONG Biyu, CAO Ming, XIE Ping. The effects of restoration and disappearance of submerged macrophytes upon the structure and biodiversity of protozoan community [J]. Acta Ecologica Sinica, 2000, 20(2) : 270-276. ( in Chinese ) )
- [ 19 ] SCHEFFER M, CARTENPER S, FOLEY J A, et al. Catastrophic shifts in ecosystems [J]. Nature, 2001, 413 : 591-596.
- [ 20 ] CHAPIN F S, WALKER B H, HOBBS R J, et al. Biotic control over the functioning of ecosystems [J]. Science, 1997, 277 : 500-503.
- [ 21 ] 高月香, 陈桐, 张毅敏, 等. 不同生物联合净化富营养化水体的效果 [J]. 环境工程学报, 2017, 11(6) : 3555-3563. ( GAO Yuexiang, CHEN Tong, ZHANG Yimin, et al. Eutrophicated water quality improvement by combination of different organisms [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2017, 11(6) : 3555-3563. ( in Chinese ) )
- [ 22 ] 王晓平, 王玉兵, 杨桂军, 等. 不同鱼类对沉水植物生长的影响 [J]. 湖泊科学, 2016, 28(6) : 1354-1360. ( WANG Xiaoping, WANG Yubing, YANG Guijun, et al. The effects of different fish species on growth of submerged macrophytes [J]. Journal of Lake Sciences, 2016, 28(6) : 1354-1360. ( in Chinese ) )
- [ 23 ] 刘晶, 秦玉洁, 丘焱伦, 等. 生物操纵理论与技术在富营养化湖泊治理中的应用 [J]. 生态科学, 2005, 24(2) :



- 188-192. (LIU Jin, QIN Yujie, QIU Yanlun, et al. Advances on biomanipulation in control of eutrophic lakes [J]. Ecologic Science, 2005, 24(2): 188-192. (in Chinese))
- [24] 王琦, 高晓奇, 肖能文, 等. 滇池沉水植物的分布格局及其水环境影响因子识别[J]. 湖泊科学, 2018, 30(1): 157-170. (WANG Qi, GAO Qiaoqi, XIAO Nengwen, et al. Distribution pattern of submerged macrophytes and its influencing factors of water environment in Lake Dianchi [J]. Journal of Lake Sciences, 2018, 30(1): 157-170. (in Chinese))
- [25] 郭怀成, 贺彬, 宋立荣, 等. 滇池流域水污染治理与富营养化控制技术研究[M]. 北京: 中国环境出版社, 2017: 184.
- [26] 鲁韦坤, 余凌翔, 欧晓昆, 等. 滇池蓝藻水华发生频率与气象因子的关系[J]. 湖泊科学, 2017, 29(3): 534-545. (LU Weikun, YU Lingxiang, OU Xiaokun, et al. Relationship between occurrence frequency of cyanobacteria bloom and meteorological factors in Lake Dianchi [J]. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(3): 534-545. (in Chinese))
- [27] 郑丙辉, 彭嘉玉, 胡小贞, 等. 2017年滇池外海水质异常下降原因及对策[J]. 环境工程技术学报, 2018, 8(5): 465-472. (ZHENG Binghui, PENG Jiayu, HU Xiaozhen, et al. The cause for abnormal water quality deterioration of Waihai of Dianchi Lake in 2017 and the countermeasures [J]. Journal of Environmental Engineering Technology, 2018, 8(5): 534-545. (in Chinese))
- [28] 王瑜, 刘录三, 舒俭民, 等. 穗花狐尾藻和金鱼藻对白洋淀水质影响的原位围隔试验[J]. 环境科学研究, 2012, 25(3): 270-275. (WANG Yu, LIU Lusan, SHU Jianmin, et al. Situ enclosure study on the effect of different planting densities of *Myriophyllum spicatum* and *Ceratophyllum demersum* on water quality in Baiyangdian Lake [J]. Research of Environmental Sciences, 2012, 25(3): 270-275. (in Chinese))
- [29] XIE Dong, YU Dan, YOU Wenhua, et al. Algae mediate submerged macrophyte response to nutrient and dissolved inorganic carbon loading: a mesocosm study on different species [J]. Chemosphere, 2013, 93(7): 1301-1308.
- [30] 郭俊秀, 许秋瑾, 金相灿, 等. 不同磷质量浓度对穗花狐尾藻和轮叶黑藻生长的影响[J]. 环境科学学报, 2009, 29(1): 118-123. (GUO Junxiu, XU QiuJin, JIN Xiangcan, et al. Effect of phosphorus concentration on growth of *Myriophyllum spicatum* and *Hydrilla Verticillata* [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2009, 29(1): 118-123. (in Chinese))
- [31] 纪海婷, 谢冬, 周恒杰, 等. 沉水植物浸提液组分对三种常见附植藻类生长的影响[J]. 生态学杂志, 2015, 34(2): 445-453. (JI Haiting, XIE Dong, ZHOU Hengjie, et al. Influences of chemical components of water extracts from submerged macrophyte leaves on the growth of three common epiphytic algae [J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(2): 445-453. (in Chinese))
- [32] 刘丹丹, 李正魁, 叶忠香, 等. 伊乐藻和氮循环菌技术对太湖氮素吸收和反硝化的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(10): 3764-3768. (LIU Dandan, LI Zhengkui, YE Zhongxiang, et al. Nitrogen uptake and denitrification study on the joint treatment of aquatic vegetation and immobilized nitrogen cycling bacteria in Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2014, 35(10): 3764-3768. (in Chinese))
- [33] HE Jinsheng, HAN Xingguo. Ecological stoichiometry: searching for unifying principles from individuals to ecosystems [J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2010, 34(1): 2-6. (收稿日期: 2019-03-18 编辑: 王芳)

(上接第 66 页)

- [26] 张千千, 李向全, 王效科, 等. 城市路面降雨径流污染特征及源解析的研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(2): 352-358. (ZHANG Qianqian, LI Xiangquan, WANG Xiaoke, et al. Research advance in the characterization and Source apportionment of pollutants in urban roadway runoff [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2014, 23(2): 352-358. (in Chinese))
- [27] 张春荣, 武波, 杨皓然, 等. 青岛市不同功能区降雨径流重金属的特性分析[J]. 环境监测管理与技术, 2018, 30(5): 20-24. (ZHANG Chunrong, WU Bo, YANG Haoran, et al. Characteristic analysis of heavy metals in rainfall runoff in different functional areas of Qingdao [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2018, 30(5): 20-24. (in Chinese))
- [28] 涂振顺. 城市绿地降雨径流污染特征及监测数据的不确定性研究[D]. 厦门: 厦门大学, 2009.
- [29] 李家科, 李怀恩, 董雯, 等. 西安市城区非点源污染特性与负荷估算[J]. 水力发电学报, 2012, 31(4): 131-138. (LI Jiake, LI Huaien, DONG Wen, et al. Estimation of non-point source pollution characteristics and loading in Xi'an urban areas [J]. Journal of Hydroelectric Engineering, 2012, 31(4): 131-138. (in Chinese))
- [30] 何梦男, 张劲, 陈诚, 等. 上海市淀北片降雨径流过程污染时空特性分析[J]. 环境科学学报, 2018, 38(2): 536-545. (HE Mengnan, ZHANG Jin, CHEN Cheng, et al. Analysis of the temporal and spatial characteristics of rainfall-runoff pollution in Dianbei Basin of Shanghai [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2018, 38(2): 536-545. (in Chinese)) (收稿日期: 2019-05-31 编辑: 王芳)