



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202009150

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

袁新程, 施永海, 徐嘉波, 等. 光合细菌与水生植物联合作用对暗纹东方鲀养殖尾水的净化效果[J]. 环境工程学报, 2021, 15(4): 1311-1320.

YUAN Xincheng, SHI Yonghai, XU Jiabo, et al. Purification efficiency of *Takifugu obscurus* aquaculture tail water by combination of *photosynthetic bacteria* and aquatic plants[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(4): 1311-1320.

光合细菌与水生植物联合作用对暗纹东方鲀养殖尾水的净化效果

袁新程, 施永海*, 徐嘉波, 刘永士, 邓平平

上海市水产研究所, 上海市水产技术推广站, 上海 200433

第一作者: 袁新程(1989—), 男, 硕士, 工程师。研究方向: 养殖水环境检测与调控等。E-mail: xcyuan2016@163.com

*通信作者: 施永海(1975—), 男, 硕士, 研究员。研究方向: 水环境监测及水产养殖等。E-mail: yonghais@163.com

摘要 为达到高效净化淡水养殖尾水, 利用实验室水质测定方法, 研究了光合细菌(*Photosynthetic bacteria*)分别与凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)、薹菜(*Ipomoea aquatica*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*) 3 种不同生活类型的水生植物联合作用对暗纹东方鲀(*Takifugu obscurus*) 养殖尾水的净化效能, 分析了水质指标(TAN、NO₂-N、NO₃-N、TSS、COD、TN 和 TP)的变化及其去除率。结果表明: 3 种水生植物中薹菜生长最快, 其次为凤眼莲, 狐尾藻生长最慢。光合细菌+水生植物联合作用对淡水养殖尾水的净化效果显著, 栽种水生植物的组合(PA1、PA2、PA3)对尾水中NO₂-N、NO₃-N、TSS、TN 和 TP 的去除效果均显著优于未栽种水生植物的光合细菌组(P)和对照组($P < 0.05$), 对 TAN、COD 的去除率不显著($P > 0.05$), 但均大于对照组; 其中栽种薹菜的组合(PA2)去除效果最佳, NO₂-N、TN、TP 和 COD 值均在 6 d 内迅速降低, TAN 浓度于 9 d 内降至最低, NO₂-N 和 TSS 于 15 d 时降至最低, 并均趋于稳定; 最终 TAN、NO₂-N、NO₃-N 和 TSS 的去除率达到了 94.34%、99.7%、99.11%、97.23%, TN、TP 和 COD 的去除率达到了 87.74%、86.26% 和 34.07%。各项指标除 TSS 外均达到了我国农业农村部要求的《淡水养殖尾水排放要求》(SC/T 9101-2018)一级排放标准。根据以上结果, 选出的最佳净化组合为光合细菌和薹菜组合。此结果可为淡水养殖尾水处理系统的设计和构建提供参考。

关键词 光合细菌; 水生植物; 养殖尾水; 去除率; 净化效果

池塘养殖是我国最普遍的养殖方式之一, 在养殖过程中, 为了保证养殖水质环境良好而采取频繁换水。但向外界环境排放大量未处理的养殖尾水, 不仅危害水域生态环境, 还会对养殖业的健康发展造成一定影响。有效净化养殖尾水, 减少污染物排放量, 对保证水产养殖业绿色、健康发展具有重要意义。目前, 我国水产养殖业正朝着生态养殖和养殖水体污染零排放的方向发展^[1]。许多国内外专家学者采用不同的方法对淡水养殖尾水的净化进行了研究。王梦亮等^[2]研究发现, 光合细菌可明显改善鲤鱼养殖水质, 其中与对照组相比, 氨氮下降了 58.7%, 硝态氮下降了 29.4%,

收稿日期: 2020-09-21; 录用日期: 2021-02-19

基金项目: 上海市科技兴农项目(2019-02-08-00-07-F01130)

COD下降了21%。HENDE等^[3]研究发现,光合细菌(*Photosynthetic bacteria*)可以高效地去除养殖尾水中的总氨氮(TAN)、亚硝基($\text{NO}_2\text{-N}$)、化学需氧量(COD_{Mn})及增加溶氧量(DO),能显著净化养殖水质,有效改善养殖环境。黄雪娇等^[4]研究表明,光合细菌对水中氨氮的去除率高达95%,并能有效吸收利用水中的亚硝酸盐、氨和硫化氢等,增加水中溶氧量可净化养殖水体。JEONG等^[5]研究表明,固定化光合细菌系统能明显降低养殖尾水中 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、TP以及TAN的含量。因此,开发一种健康高效、快速稳定的净化养殖尾水方法,已成为我国目前水产养殖业健康、可持续发展的关键性问题。

近几年相关净化养殖尾水的研究表明,利用光合细菌(*Photosynthetic bacteria*)净化养殖尾水是一种成本低廉、节约能源、简便易行的方法,作为净化水体的有效手段被广泛运用于研究和实践^[6-7]。凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)、蕹菜(*Ipomoea aquatica*)和狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)分别代表了3种不同生活类型的水生植物,在净化养殖尾水和生态修复中起到重要作用^[8-11]。李文祥等^[12]研究表明,蕹菜不仅可以改善养殖水体水质,减少对外界环境的污染,而且能增加养殖收入;而凤眼莲被公认为是去除水体中N、P效果最佳的植物^[13]。陈鸿等^[14]研究表明,狐尾藻具有较强的适应性和耐污染,而被作为污水处理及生态修复过程中首选的重要植物之一。由于传统研究多从单一物种出发,只是单独的利用有益菌或水生植物来净化养殖尾水,而目前把光合细菌与凤眼莲、蕹菜和狐尾藻(即光合细菌和3种不同生活类型的水生植物)相结合来净化养殖尾水的研究鲜见报道。由于水生植物及其根系可为光合细菌的生长、繁殖提供了良好的生长环境,直接或间接地促进光合细菌对氮、磷吸收和COD的去除^[15],进而有利于光合细菌和水生植物更好地联合净化养殖尾水。因此,本研究利用光合细菌分别与3种不同的水生植物(凤眼莲、蕹菜和狐尾藻)组合构建光合细菌+水生植物联合净化体系,比较了光合细菌与不同生活类型的水生植物构建的联合净化体系对淡水养殖尾水中TAN、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、TSS、COD、TN和TP的去除率,分析了不同联合净化体系对养殖尾水的净化效果,筛选出最佳组合,以期为今后设计和构建水产养殖尾水处理系统提供参考。

1 材料与方法

1.1 材料

实验所用菌株为市售生产用的光合细菌(*Photosynthetic bacteria*),由江苏省兴化市恒威生物技术有限公司提供:光合细菌,荚膜红假单胞菌(*Rhodospseudomonas capsulata*),液体状,活菌量为 $2 \times 10^8 \text{ CFU} \cdot \text{L}^{-1}$;实验所用凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)和狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum*)均采购于杭州市水草市政园林绿化工程有限公司,蕹菜(*Ipomoea aquatica*)采自本研究所奉贤科研基地4号塘蕹菜养殖区,选取植株健壮且长势一致的蕹菜进行移栽培养。凤眼莲为浮水植物,俗称水葫芦,雨久花科凤眼莲属,是世界上公认的富集水体氮磷能力最强的水生植物之一;狐尾藻为多年生沉水植物,小二仙草科(*Haloragaceae*)狐尾藻属,常被作为污水处理及生态修复过程中首选的重要植物之一;蕹菜为一年生挺水植物,俗称空心菜,旋花科番薯属,有很强的耐高温和耐污性能。实验之前,先将3种水生植物暂养于陆基温室水泥池内,以备实验所用。

本实验所用养殖尾水为上海市水产研究所奉贤科研基地($30^\circ 51' 21'' \text{N}$, $121^\circ 44' 11'' \text{E}$)(以下简称奉贤科研基地)内的暗纹东方鲀养殖池塘的清塘尾水,池塘养殖面积约 1200 m^2 ,平均水深 1.5 m 。养殖从2018年5月底开始至8月底结束,共计90 d,养殖鱼种为暗纹东方鲀(*Takifugu obscurus*),初始平均体质量为 5.56 g ,共4488尾。养殖所用暗纹东方鲀均来自本研究所奉贤基地,于2018年5月经全人工集约化繁育并用鳗鱼配合饲料经过室内驯化(驯化率90%以上)培育而成的。养殖所用饲料为鳗鱼粉状配合饲料,购自江苏常熟市泉兴营养添加剂有限公司。饲料加工成团块状,现

投喂做, 每天 09:30 投喂 1 次, 日投饲量为暗纹东方鲀鱼体质量的 1%~4%, 以池塘中暗纹东方鲀当天下午 15:00 摄食完为准, 具体投喂量根据天气和水温适当增减, 阴雨天和低温天气少投喂, 晴天多投喂。养殖过程中每 2 周换水 1 次, 每次换 1/3。养殖用水是经过 60 目 (孔径 250 μm) 筛绢网过滤的内河水。池塘具有独立进排水设施, 装配 1 台 1.5 kW 的叶轮增氧机。养殖期间, 每天晚上 18:00 点开增氧机, 第 2 天早上 06:00 关增氧机 (阴雨天气, 适当调整开机时间), 水体为自然水温 22.6~30.6 $^{\circ}\text{C}$, DO 不低于 7.26 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 养殖过程中鱼体生长良好。

1.2 方法

1) 实验方法与设计。养殖结束后, 在奉贤科研基地卤虫孵化塑料大棚内进行养殖尾水的净化实验, 将实验水泥池 (长 100 $\text{cm}\times$ 宽 100 $\text{cm}\times$ 高 105 cm) 消毒清洗干净后, 将养殖池塘中的暗纹东方鲀全部拉出, 池塘排水, 将最终的清塘尾水充分混匀, 利用配管内径 102 mm 的 QY65-7-2.2 型潜水电泵, 将其注入实验池内至 70 cm 处。分别选取生长良好的凤眼莲 (A1)、薹菜 (A2) 和狐尾藻 (A3) 成熟植株, 同一植物统一修剪至尺寸一致, 清洗干净后种植于实验池浮床网片上。本实验采用相同的自制浮床网片 (图 1) 固定水生植物, 按照水泥池的长宽, 利用直径 1.5 cm 的竹竿和网目 2.0 cm 的聚乙烯网片制成 50 $\text{cm}\times$ 50 cm 的正方形浮床网片。将浮床网片放入水面中间, 将凤眼莲、薹菜和狐尾藻按照等距平均插入网眼中。光合细菌 (P) 使用前需进行培养活化, 光合细菌使用时需先将光合细菌和培养基放入盛水的白色透光塑料桶中不停搅拌混匀, 后密封并放入持续光照条件下培养 3 d, 制成光合细菌浓度约为 5×10^8 $\text{CFU}\cdot\text{mL}^{-1}$ 。



图 1 浮床网片

Fig. 1 Floating bed mesh

实验设 4 个处理组 (P、PA1、PA2、PA3) 和 1 个对照组 (CG, 无光合细菌和水生植物), 每组设置 3 个平行, 共 15 个实验池。其中, 各平行中水生植物的初始量均是 300 g , 光合细菌浓度均为 5×10^8 $\text{CFU}\cdot\text{mL}^{-1}$ 。实验在透明温室大棚内进行, 实验期间在每个水泥池内微曝气, 水体温度控制在 (26.4 ± 2.6) $^{\circ}\text{C}$, 每次采样前补充由于蒸发而丧失的水分, 补充蒸馏水至初始高度, 实验周期为 21 d。

2) 水样采集与测定方法。实验开始后每 3 d (3、6、9、12、15、18、21 d) 采样 1 次, 每次在水泥池的同一位置离水面 20 cm 处取样 500 mL 。水样采集后存于 4 $^{\circ}\text{C}$ 冰箱, 并在 2 d 内完成水质指标测定。其中的 200 mL 水样用于总固体悬浮物 (TSS) 测定, 剩下水样用于总氨氮 (TAN)、亚硝基氮 ($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝基氮 ($\text{NO}_3\text{-N}$), 化学需要量 (COD_{Mn})、总氮 (TN) 和总磷 (TP) 测定。

本实验测定指标和方法^[16]如下: TAN 测定采用苯酚-次氯酸盐法; $\text{NO}_2\text{-N}$ 测定利用重氮-偶氮比色法; $\text{NO}_3\text{-N}$ 测定利用锌镉还原-重氮偶氮法; TN 测定采用碱性过硫酸消解紫外分光光度法 (GB 11894-1989); TP 测定采用钼酸铵比色法 (GB 11893-1989); COD_{Mn} 测定采用碱性高锰酸钾法, TSS 采用滤纸重量法 (GB 11901-1989)。温度 (T)、酸碱度 (pH) 均采用美国产 YSI 仪器即时测定。光合细菌计数采用平板计数法。

1.3 数据处理

应用 Excel2007 整理实验数据, 利用 SPSS17.0 软件对不同组合间水质指标进行单因素 One-way ANOVA 方差分析及 Duncan 氏法多重比较, 所得结果以平均值 \pm 标准差 ($\text{mean}\pm\text{SD}$) 来表示, 且 $P<0.05$ 表示差异显著。水生植物的相对生长速率^[10]按照式 (1) 进行计算, 水体中各指标去除率按照

式(2)进行计算。

$$R_{GR} = \frac{\ln(B_i/B_0)}{t} \quad (1)$$

式中： R_{GR} 为植物的相对生长速率， $\% \cdot d^{-1}$ ； B_0 和 B_i 分别为实验开始和结束时植物的总生物量，g； t 为实验周期，d。

$$W_i = \frac{(C_0 - C_i)}{C_0} \times 100\% \quad (2)$$

式中： W_i 为第*i*天的去除率； C_i 为第*i*天的浓度， $mg \cdot L^{-1}$ ； C_0 为初始浓度， $mg \cdot L^{-1}$ 。

2 结果与讨论

2.1 水生植物的相对生长率和生物量变化

本实验所用清塘尾水的初始参数指标为：pH=7.12±0.03、TAN (0.335±0.069) $mg \cdot L^{-1}$ 、 NO_2-N (0.824±0.078) $mg \cdot L^{-1}$ 、 NO_3-N (3.280±0.293) $mg \cdot L^{-1}$ 、 COD_{Mn} (9.141±0.098) $mg \cdot L^{-1}$ 、TSS (110.40±31.13) $mg \cdot L^{-1}$ 、TN (7.317±0.243) $mg \cdot L^{-1}$ 和TP (1.348±0.048) $mg \cdot L^{-1}$ ，其中TAN、 NO_2-N 、 NO_3-N 、TSS、TN和TP浓度均大于《淡水养殖尾水排放要求》(SC/T 9101-2018)的二级排放标准，严重超标。但pH和 COD_{Mn} 均符合其要求的一级排放标准(pH为6.0~9.0， COD_{Mn} 小于或等于15 $mg \cdot L^{-1}$)。

由表1可见，实验结束后，各组中凤眼莲(A1)、薹菜(A2)和狐尾藻(A3)的生物量均明显增加，A1和A2的生物量均已翻倍。其中，A2的生物量显著大于A1($P < 0.05$)，A1显著大于A3($P < 0.05$)。A1和A2的相对生长率均显著大于A3($P < 0.05$)，但两者间无明显差异($P > 0.05$)。这可能与薹菜和凤眼莲具有发达的根系有关，发达根系更有利于吸收水体中的营养物质^[17]，从而促进其快速生长。其中生长最快的是薹菜，相对生长率为4.61%，其次为凤眼莲，狐尾藻生长最慢。陈双等^[18]利用水生植物类型及生物量对污水处理厂尾水净化效果的影响进行研究，结果表明，不同生物量对空心菜生长在明显影响，空心菜前期在未达到最大生物量880 g前生长较快。这与本实验结果薹菜生长迅速，且结束生物量均未达到880 g相一致。因此，建议在选择薹菜净化水质时，要及时对其进行采摘，以确保其在最好的生长状态，达到最佳的净化效果。

2.2 光合细菌和水生植物联合作用对三态氮(TAN、 NO_2-N 、 NO_3-N)的去除效果

在水产养殖过程中，总氨氮是评价养殖尾水排放标准的重要参数指标，当水中含量大于0.50 $mg \cdot L^{-1}$ 时，对鱼体有毒害作用^[19]。图2(a)显示了TAN浓度的变化情况。实验开始后，各实验组中TAN浓度迅速降低，并均在9 d后逐渐趋于稳定；而对照组TAN浓度降低缓慢，在15 d后趋于稳定；至实验结束时，各组之间TAN的去除率均无明显差异($P > 0.05$) (表2)。这表明光合细菌与水生植物联合去除TAN的速度均快于对照组，但去除率均未产生显著差异。其原因可能是：一方面栽种的水生植物可直接吸收水体中的氨氮，但由于水生植物或光合细菌未达到一定数量时，对氨氮的净化效果未产生显著差异；另一方面，水体中氨氮存在氨化和同化作用以及氨态氮的挥发而导致实验组和空白组的去除率差异不显著。李文祥等^[12]研究浮床水薹菜对养殖水体中营养物的去除

表1 实验期间各组植物的相对生长速率和生物量变化
Table 1 Variation of relative growth rates and biomass of plants in different groups during the experiment period

组别	初始生物量/g	结束生物量/g	相对生长速率/ ($\% \cdot d^{-1}$)
P	—	—	—
PA1	300.56±0.43 ^a	680.97±42.81 ^b	3.90±0.30 ^a
PA2	300.87±0.49 ^a	791.73±62.21 ^a	4.61±0.38 ^a
PA3	300.95±0.69 ^a	495.07±50.58 ^c	2.37±0.50 ^b
对照组	—	—	—

注：表中同列中标有不同小写字母表示不同组之间有显著差异($P < 0.05$)，标有相同小写字母表示不同组之间无显著差异($P > 0.05$)。

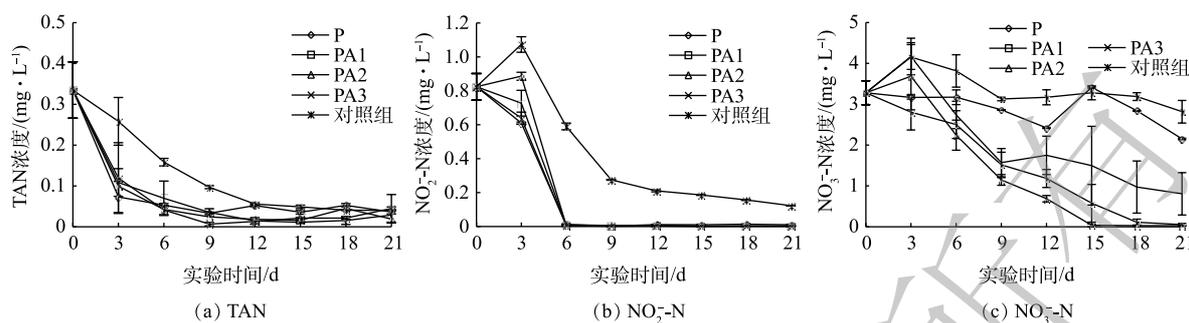


图2 各组中总氨氮(TAN)、亚硝态氮($\text{NO}_2\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)浓度的变化

Fig. 2 Variation of concentrations of total ammonia nitrogen, nitrite nitrogen and nitrate nitrogen in each group

表2 表2 实验结束后各组中总氨氮(TAN)、亚硝态氮($\text{NO}_2\text{-N}$)和硝态氮($\text{NO}_3\text{-N}$)的浓度及其去除率

Table 2 At the end of the experiment, the concentration and removal rate of total ammonia nitrogen, nitrite nitrogen and nitrate nitrogen in each group

组别	TAN		$\text{NO}_2\text{-N}$		$\text{NO}_3\text{-N}$	
	浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	去除率/%	浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	去除率/%	浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	去除率/%
P	0.036±0.005 ^a	89.16±1.483 ^a	0.010±0.002 ^b	98.76±0.203 ^b	2.152±0.019 ^b	34.40±0.564 ^c
PA1	0.029±0.020 ^a	91.43±5.870 ^a	0.002±0.0002 ^c	99.74±0.025 ^a	0.807±0.518 ^c	75.39±15.79 ^b
PA2	0.019±0.014 ^a	94.34±4.070 ^a	0.002±0.001 ^c	99.78±0.126 ^a	0.029±0.017 ^d	99.11±0.508 ^a
PA3	0.045±0.034 ^a	89.57±7.092 ^a	0.003±0.001 ^c	99.60±0.311 ^a	0.052±0.032 ^d	98.40±0.974 ^a
对照组	0.040±0.002 ^a	87.92±0.612 ^a	0.123±0.001 ^a	85.02±0.076 ^c	2.817±0.276 ^a	14.11±8.428 ^d

注: 表中同列中标有不同小写字母表示不同组之间有显著差异($P<0.05$), 标有相同小写字母表示不同组之间无显著差异($P>0.05$)。

效果发现, 水蓬莱池塘与对照塘中的氨氮没有明显差异。陈双等^[18]利用水生植物类型及生物量对污水处理厂尾水净化效果的影响进行研究发现, 不同类型植物对氨氮的净化效果(30 d)无显著差异。这均与本研究结果相似。

图2(b)中显示 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度的变化情况。光合细菌和水生植物组合对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的去除速度较快, 在第6天时迅速降至最低, 并趋于稳定。对照组因水体中本身存在的微生物和消化-反硝化作用也逐渐降低, 但明显慢于实验组。实验结束时, PA1、PA2和PA3组对 $\text{NO}_2\text{-N}$ 的去除率均显著大于P组和对照组($P>0.05$), 均大于99.60%, 而三者间均无明显差异($P<0.05$)(表3)。这表明在光合细菌

表3 实验结束后各组中化学需氧量(COD)和总固体悬浮物(TSS)的浓度及其去除率

Table 3 At the end of the experiment, the concentration and removal rate of chemical oxygen demand and total solid suspension in each group

组别	COD		TSS	
	浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	去除率/%	浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	去除率/%
P	5.920±0.231 ^b	35.24±2.524 ^a	99.333±8.003 ^b	91.05±0.721 ^b
PA1	6.368±0.692 ^{ab}	30.34±7.573 ^{ab}	39.467±0.833 ^c	96.45±0.075 ^a
PA2	6.027±0.605 ^{ab}	34.07±6.617 ^{ab}	30.800±13.005 ^c	97.23±1.171 ^a
PA3	7.008±0.713 ^a	23.33±7.796 ^b	53.333±9.519 ^c	95.20±0.857 ^a
对照组	7.093±0.302 ^a	22.40±3.309 ^b	199.867±37.745 ^a	82.00±3.399 ^c

注: 表中同列中标有不同小写字母表示不同组之间有显著差异($P<0.05$), 标有相同小写字母表示不同组之间无显著差异($P>0.05$)。

处理尾水时,栽种水生植物对去除尾水中亚硝基氮具有显著促进作用。造成此结果的原因是,光合细菌与水生植物净化养殖尾水可形成协同作用,光合细菌可把亚硝基和有机氮转化成水生植物能吸收的硝基氮和氨氮,然后水生植物及时吸收大量的无机氮,特别是硝基氮和氨氮,这样形成一个氮转化的通路,从而不断降低尾水中的 $\text{NO}_2\text{-N}$ 浓度。邹万生等^[1]利用有效微生物菌与水生植物联合净化珍珠蚌养殖废水的研究中也发现相似的结果。

微生物是水环境介质中氨化、硝化和反硝化作用的驱动者,会导致水体中硝基氮含量也会发生一定的变化^[20]。如图2(c)所示,PA2组的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浓度降低最快,于15 d时降至最低;其次为PA3组,于18 d降至最低,但各组均比去除TAN和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 时间长。这主要是因为水环境介质中氨化、硝化和反硝化作用,将不稳定的TAN和 $\text{NO}_2\text{-N}$ 转化为 $\text{NO}_3\text{-N}$ 所致。至实验结束时,PA2组的 $\text{NO}_3\text{-N}$ 去除率最大,为99.11%;PA3组次之,去除率为98.40%,PA2和PA3组去除率显著大于PA1($P>0.05$),PA1显著大于P和空白组(表2)。上述结果表明,光合细菌和水生植物组合去除硝基氮效果均好于光合细菌组,其中光合细菌+蕹菜组去除效果最佳。产生此结果的原因主要有2点:一是水生植物可直接吸收硝基氮,通过光合细菌的转化,蕹菜对硝基氮的吸收效果依次大于狐尾藻、凤眼莲;二是水生植物根系能形成生物膜,尾水中的光合细菌等有益菌可附着于根系上,同时水生植物能使根系泌氧速率加快^[21],根系形成的微氧环境有利于还原型和氧化型有机氮之间的相互转换,无机氮再经过同化作用被水生植物吸收,从而提高了硝基氮的去除率。上述研究结果与常会庆^[22]及吴伟等^[23]的研究结果一致,但与许国晶等^[24]的研究结果不同。可能是由于有益菌种类不同对N元素吸收能力的不同导致的。本研究利用的是光合细菌,而许国晶利用的除了光合细菌还包括硝化细菌(*Nitrobacter*)乳酸菌(*Lactobacillus*)放线菌(*Actinomycetes*)酵母菌(*Yeast*)及芽孢杆菌(*Bacillus cohn*)。

2.3 光合细菌和水生植物联合作用对化学需氧量(COD)和总固体悬浮物(TSS)的去除效果

化学需氧量(COD)作为评价养殖水体受有机物污染程度的重要标志,是水质监测的基本参数。图3(a)显示了各组COD随时间的变化情况。PA1、PA2和PA3组中COD随时间逐渐降低,并在6 d时趋于稳定;而P组耗氧有机物(以COD计)先降低后略有升高,最终COD去除率显著大于PA3组和对照组($P<0.05$),但与PA1组和PA2组无显著差异($P>0.05$),去除率大于35.24%(表3)。本研究发现,单光合细菌组的COD去除效果最好,其次为光合细菌+蕹菜、光合细菌+凤眼莲和光合细菌+狐尾藻组,但均大于对照组,说明本实验中的光合细菌和3种水生植物组合对COD的去除效果不显著。造成此结果的主要原因可能是从水生植物根系等部位分泌产生有机、无机碳源以及氧化有机物所需的 O_2 供应不同而导致的^[25]。另一个原因是,本实验的初始COD值较低(已达到较低浓度水平),故未产生显著差异。相似的研究结果也出现在常会庆^[22]对2种水生植物与固定化光合菌联合作用的研究中。

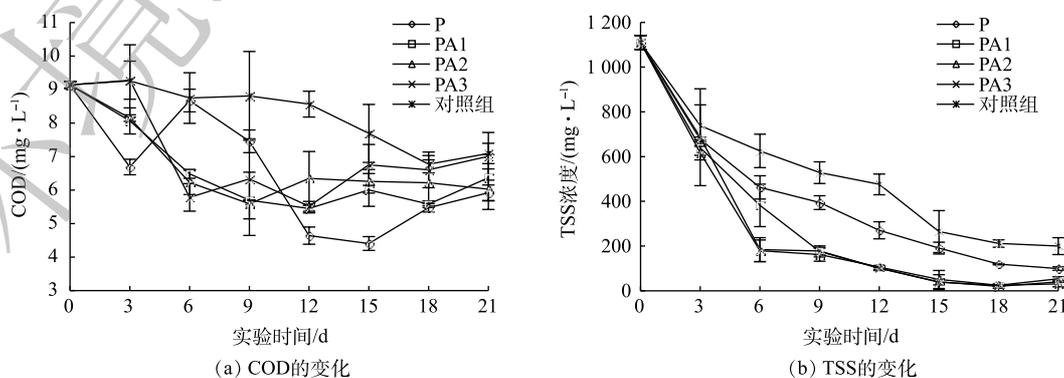


图3 各组中化学需氧量(COD)和总固体悬浮物(TSS)的变化

Fig. 3 Variation of concentrations of chemical oxygen demand and total solid suspension in each group

图 3(b) 显示了各组 TSS 浓度随时间的变化情况。各实验组 TSS 浓度降低速率均比对照组快, 其中 PA2 和 PA3 降低最快, 并于 6 d 时开始趋于稳定; 其次为 PA1, 于 9 d 时开始趋于稳定。如表 3 所示, PA1、PA2、PA3 组 TSS 的去除率均明显大于 P 组和对照组 ($P<0.05$), P 组 TSS 去除率也显著大于对照组 ($P<0.05$), 其中 PA2 去除率最大, 为 97.23%。这说明光合细菌能有效去除尾水中的 TSS, 并在含有光合细菌的尾水中, 栽种水生植物对 TSS 去除有促进作用。产生此结果的原因主要是水生植物具有发达的根系, 在尾水中悬浮颗粒和有机物颗粒均可附着于植物根部, 并在光合细菌的作用下进行分解, 从而导致 TSS 浓度迅速降低^[26]。但空白组在 21 d 后的 TSS 去除率也达到了 82%。导致此结果的原因是: 一方面, 由于养殖尾水自身的自由沉降起到重要作用^[27]; 另一方面, 尾水本身中含有可降解有机物颗粒的微生物, 降低了 TSS 浓度。因此, 建议在养殖尾水净化实践中, 可将浑浊的高浓度养殖尾水沉静一段时间, 再进行净化处理, 可以达到事半功倍的效果。

2.4 光合细菌和水生植物联合作用对总氮 (TN) 和总磷 (TP) 的去除效果

在光合细菌与水生植物联合处理过的养殖尾水中, 其 TN、TP 浓度的变化规律呈现一定的差异性。图 4(a) 显示了各组 TN 浓度随时间的变化情况。各实验组的 TN 浓度降低速率均大于对照组, 其中 PA1、PA2 和 PA3 组降低速度最快, 并于第 6 天时开始趋于稳定, 去除效果较好。相同的结果也出现在许国晶等^[24]在 EM 菌液+大藻组对 TN 的去除速率的研究中。产生此结果的主要原因: 一方面是水生植物和光合细菌可直接吸收和利用水中 N 元素; 另一方面是水生植物可以通过根系向水体中分泌氧气和有机碳, 可以为硝化-反硝化的有益菌提供生长微域环境, 从而促进生物脱氮^[28-29]。如表 4 所示, 实验结束后, PA2、PA3 组对 TN 的去除率明显大于 P 组和对照组 ($P<0.05$),

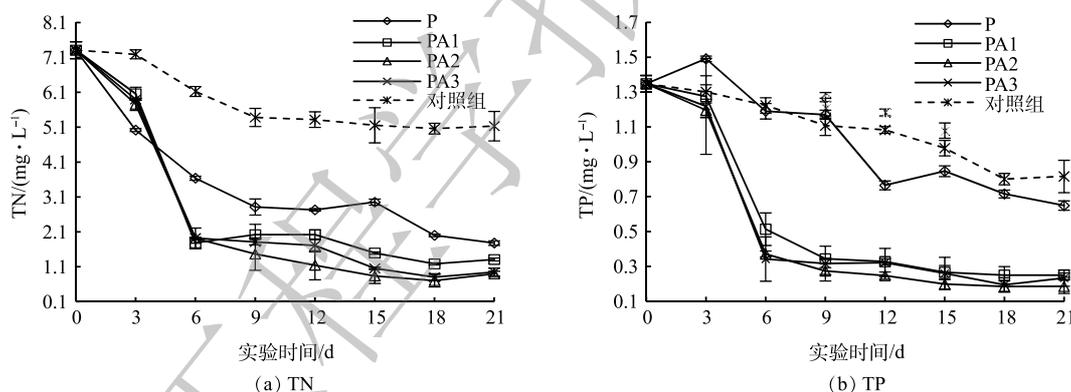


图 4 各组中总氮和总磷浓度变化

Fig. 4 Variation of concentrations of total nitrogen and total phosphorus in each group

表 4 实验结束后各组中总氮和总磷浓度及其去除率

Table 4 At the end of the experiment, the concentration and removal rate of total nitrogen and total phosphorus in each group

组别	TN		TP	
	浓度/(mg·L ⁻¹)	去除率/%	浓度/(mg·L ⁻¹)	去除率/%
P	1.778±0.113 ^b	75.69±1.546 ^b	0.649±0.027 ^b	51.84±1.998 ^b
PA1	1.308±0.360 ^{bc}	82.12±4.92 ^{ab}	0.250±0.012 ^c	81.46±0.888 ^a
PA2	0.897±0.117 ^c	87.74±1.599 ^a	0.185±0.040 ^c	86.26±2.949 ^a
PA3	0.944±0.095 ^c	87.09±1.300 ^a	0.233±0.047 ^c	82.71±3.486 ^a
对照组(CG)	5.132±0.421 ^a	29.82±5.762 ^c	0.816±0.093 ^a	39.45±6.890 ^c

注: 表中同列中标有不同小写字母表示不同组之间有显著差异 ($P<0.05$), 标有相同小写字母表示不同组之间无显著差异 ($P>0.05$)。

但与 PA1 和 PA3 组无显著差异 ($P>0.05$), 其中 PA2 去除率最高, 为 87.74%。常会庆^[22]研究发现, 在经过 19 d 的处理后, 光合细菌与漂浮植物黄花水龙 (*Jussiaea stipulacea* Ohwi) 结合去除养殖废水中 TN 的效果比与沉水植物伊乐藻 (*Elodea nuttallii*) 结合去除效果显著, TN 去除率分别达到 98.01%, 这与本研究结果相一致。

由图 4(b) 可见, PA1、PA2 和 PA3 组的 TP 浓度降低的速率均明显大于 P 组和对照组, 在 6 d 内迅速降低, 由 $1.348 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降至 $0.185 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并逐渐趋于稳定; 至实验结束时这 3 组 TP 浓度均显著低于 P 组和对照组 ($P<0.05$)。这表明光合细菌和水生植物联合作用去除养殖尾水中 TP 的效果更好。产生此结果的主要原因是: 一方面, 水生植物根部可附着大量的微生物群落, 在其根部的好氧区, 可增加有益菌吸附的反应面积, 从而促进了磷的去除^[17]; 另一方面, 水生植物可分泌助凝物质, 从而加速吸附和沉降水体中的固体悬浮物, 这部分主要体现在颗粒态磷浓度的下降^[11]。而这 3 组间 TP 浓度无显著差异, 这可能是栽种的水生植物未达到一定生物量所致^[24]。如表 4 所示, PA1、PA2 和 PA3 组的 TP 去除率均显著大于 P 组和对照组 ($P<0.05$), P 组显著大于对照组 ($P<0.05$), 其中去除率最大的为 PA2, 去除率为 86.26%, 明显高于王超等^[30]研究中 TP 的去除率 (25%) 和许国晶等^[24]研究中 TP 的去除率 (60.32%)。

KORNER^[31]研究表明, 有益微生物能有效快速降解、转化和吸收水体中的有机营养物质, 对养殖尾水中的 TN、TP 有明显的抑制作用。CHRISTIANSE 等^[32]研究表明, 养殖水体中的磷元素主要是依靠水生植物直接吸收、根部吸附和其自身的沉淀作用等途径消除, 本研究也证明了此结果。同时, 本研究发现, 光合细菌可与水生植物能形成协同作用, 可更有效的去除 TN 和 TP。总氮的去除机理是利用光合细菌将亚硝基和有机氮转化成无机氮, 水生植物及时吸收大量的无机氮, 从而促进水生植物生长, 降低了总氮含量; 而水生植物产生的发达根系又可为光合细菌提供更大的附着面积, 有助于光合细菌的生长繁殖, 进而加快有机氮转化为无机氮, 形成一个氮转化的通路, 最终实现迅速降低尾水中总氮含量。总磷的去除主要分 2 种方式: 一是无机磷被植物直接吸收; 二是有机磷被光合细菌等微生物吸收作为营养物质储存在体内, 再经过氧化分解后以无机磷 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 形式释放出来, 最终被水生植物吸收从而降低了尾水中总磷含量。

3 结论

1) 光合细菌与水生植物联合净化组对暗纹东方鲀养殖尾水的净化效果均优于光合细菌组, TAN、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、耗氧有机物 (以 COD 计)、TN 和 TP 浓度均达到《淡水养殖尾水排放要求》(SC/T 9101—2018) 的一级排放标准, TSS 浓度均达到二级排放标准。

2) 光合细菌+薹菜组 (PA2) 对尾水净化速度最快, 去除效果最好, TAN、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TN、TP 和耗氧有机物 (以 COD 计) 的浓度于 9 d 内降至最低, $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 TSS 于 15 d 时降至最低, 对 TAN、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、TSS、TN 和 TP 的去除率均大于 86.26%, COD 去除率达到 34.07%。就污染物去除率而言, 光合细菌+薹菜>光合细菌+凤眼莲>光合细菌+狐尾藻>光合细菌。

3) 在构建的光合细菌+水生植物联合净化组中, 薹菜 (A2) 生长最快, 相对生长率为 4.61%; 其次为凤眼莲 (A1), 相对生长率为 3.90%; 狐尾藻 (A3) 生长最慢, 相对生长率为 2.37%。

4) 光合细菌与水生植物 (薹菜、凤眼莲、狐尾藻) 间具有协同作用, 在含有一定浓度光合细菌的淡水养殖尾水中栽种一定数量的水生植物, 能提高净化养殖尾水的能力。

参考文献

- [1] 邹万生, 张景来, 刘良国, 等. 有效微生物菌与水生植物联合净化珍珠蚌养殖废水[J]. 环境工程学报, 2012, 6(6): 1773-1778.
- [2] 王梦亮, 马清瑞, 梁生康. 光合细菌对鲤鱼养殖水体生态系统的影响[J]. 水生生物学报, 2001, 25(1): 98-101.

- [3] HENDE S V D, BEELEN V, BORE G, et al. Up-scaling aquaculture wastewater treatment by *microalgal bacterial* flocs: From lab reactors to an outdoor raceway pond[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 159: 342-354.
- [4] 黄雪娇, 杨冲, 罗雅雪, 等. 光合细菌在水污染治理中的研究进展[J]. *中国生物工程杂志*, 2014, 34(11): 119-124.
- [5] JEONG S K, CHO J S, KONG I S, et al. Purification of aquarium water by PVA gel-immobilized *photosynthetic bacteria* during goldfish rearing[J]. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 2009, 14(2): 238-247.
- [6] MENG F, ZHANG G M, YANG A Q, et al. Bioconversion of wastewater by *photosynthetic bacteria*: Nitrogen source range, fundamental kinetics of nitrogen removal, and biomass accumulation[J]. *Bioresource Technology Reports*, 2018, 4: 9-15.
- [7] CHEWAPAT S, ANUWAT C, LA-ORSRI S. Optimization of three anoxygenic *photosynthetic bacteria* as feed to enhance growth, survival, and water quality in fairy shrimp (*Streptocephalus sirindhornae*) cultivation[J]. *Aquaculture*, 2021, 534: 7362-7368.
- [8] NAHLIK A M, MITSCH W J. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica[J]. *Ecological Engineering*, 2006, 28: 246-257.
- [9] 刘旻慧, 闻学政, 张志勇, 等. 生物浮岛与漂浮植物对开放池塘水质净化效果[J]. *水生生物学报*, 2017, 41(6): 1318-1326.
- [10] SPITTERS C J T, KRAMER T. Changes in relative growth rate with plant ontogeny in spring wheat genotypes grown as isolated plants[J]. *Euphytica*, 1985, 3434(3): 833-847.
- [11] 金树权, 周金波, 包薇红, 等. 5种沉水植物的氮、磷吸收和水质净化能力比较[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 156-161.
- [12] 李文祥, 李为, 林明利, 等. 浮床水蕹菜对养殖水体中营养物的去除效果研究[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(8): 1670-1675.
- [13] 郑建初, 盛婧, 张志勇, 等. 凤眼莲的生态功能及其利用[J]. *江苏农业学报*, 2011, 27(2): 426-429.
- [14] 陈鸿, 黄世洋, 黎庶凯, 等. 绿狐尾藻人工湿地治理水污染模式及其在广西的应用[J]. *亚热带植物科学*, 2016, 45(4): 386-390.
- [15] ROGERS K H, BREEN C M. Decomposition of *Potamogeton criapus* L. : The effects of drying on the pattern of mass and nutrient loss[J]. *Aquatic Botany*, 1982, 12: 1-12.
- [16] 国家环境保护总局. 水和废水监测分析方法[M]. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [17] WOLSTENHOLME R, BAYES C D. An evaluation of nutrient removal by the reed bed treatment system at valleyfield, fife, Scotland[C]//Forth River Purification Board. Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control. UK, 1990: 139-148.
- [18] 陈双, 王国祥, 许晓光, 等. 水生植物类型及生物量对污水处理厂尾水净化效果的影响[J]. *环境工程学报*, 2018, 12(5): 1424-1433.
- [19] LIU H, CHE X, ZHANG Y. Performance of sequencing microbead biofilters in a recirculating aquaculture system[J]. *Aquacultural Engineering*, 2013, 52: 80-86.
- [20] SACHSE R, PETZOLDT T, BLUMSTOCK M, et al. Extending one-dimensional models for deep lakes to simulate the impact of submerged macrophytes on water quality[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2014, 61: 410-423.
- [21] 黄永芳, 杨秋艳, 张太平, 等. 水培条件下两种植物根系分泌特征及其与污染物去除的关系[J]. *生态学杂志*, 2014, 33(2): 373-379.
- [22] 常会庆. 水生植物和微生物联合修复富营养化水体试验效果及机理研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2006.
- [23] 吴伟, 瞿建宏, 王小娟, 等. 水生植物—微生物强化系统对日本沼虾养殖水体的生物净化[J]. *生态与农村环境学报*, 2011, 27(5): 108-111.
- [24] 许国晶, 杜兴华, 王春生, 等. 有效微生物菌群与大藻联合净化养殖水体的效果[J]. *江苏农业学报*, 2014, 30(4): 764-771.
- [25] BUTGOON P S, REDDY K R, DEBUSK T A. Performance of subsurface flow wetlands with batch-load and continuous-flow

- conditions[J]. *Water Environment Research*, 1995, 67: 855-862.
- [26] 于鲁冀, 范鹏宇, 陈涛, 等. 人工湿地生物降固池对悬浮物及总氮的净化效果[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(8): 4298-4302.
- [27] 袁新程, 施永海, 刘永士. 池塘养殖废水自由沉降及其三态氮、总氮和总磷含量变化[J]. *广东海洋大学学报*, 2019, 39(4): 56-62.
- [28] HAMERSLEY M R, BRIAN L H. Control of denitrification in a septagetreating artificial wetland: The dual role of particulate organic carbon[J]. *Water Research*, 2002, 36(17): 4415-4427.
- [29] 罗勇胜, 李卓佳, 杨莺莺, 等. 光合细菌与芽孢杆菌协同净化养殖水体的研究[J]. *农业环境科学学报*, 2006, 25(增刊): 206-210.
- [30] 王超, 张文明, 王沛芳, 等. 黄花水龙对富营养化水体中氮磷去除效果的研究[J]. *环境科学*, 2007, 28(5): 975-981.
- [31] KORNER S. *Nitrifying and denitrifying bacteria* in epiphytic communities of submerged macrophytes in a treated sewage channel[J]. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 1999, 27(1): 27-31.
- [32] CHRISTIANSE N H, ANDERSEN F, JENSEN H S. Phosphate uptake kinetics for four species of submerged freshwater macrophytes measured by a ^{33}P phosphate radioisotope technique[J]. *Aquatic Botany*, 2016, 128: 58-67.

(责任编辑: 曲娜)

Purification efficiency of *Takifugu obscurus* aquaculture tail water by combination of *photosynthetic bacteria* and aquatic plants

YUAN Xincheng, SHI Yonghai*, XU Jiabo, LIU Yongshi, DENG Pingping

Shanghai Fisheries Research Institute, Shanghai Fisheries Technical Extension Station, Shanghai 200433, China

*Corresponding author, E-mail: yonghais@163.com

Abstract In order to achieve the high efficient purification of freshwater aquaculture tail water, the purification efficiency of *Takifugu obscurus* aquaculture tail water by *photosynthetic bacteria* combined with one of three different life forms of aquatic plants *Eichhornia crassipes*, *Ipomoea aquatica* and *Myriophyllum verticillatum* was studied through laboratory water quality determination methods, the changes and removal effects of various parameters of water quality (TAN, NO_2^- -N, NO_3^- -N, TSS, COD, TN and TP) were analyzed. The results showed that *Ipomoea aquatica* grew fastest of three aquatic plants, *Eichhornia crassipes* followed, and *Myriophyllum verticillatum* grew slowest. The combined systems of *photosynthetic bacteria* and aquatic plants had a significant purification effect on the freshwater aquaculture tail water, the removal effects of NO_2^- -N, NO_3^- -N, TSS, TN and TP in tail water by the combined systems with aquatic plants (PA1, PA2, PA3) were better than those of *photosynthetic bacteria* group (P) and control group ($P < 0.05$), but the removal effects of TAN and COD were not significant ($P > 0.05$), but they were higher than those of control group. Among them, the removal effect of the combined system with *Ipomoea aquatica* (PA2) was the best, and the concentrations of NO_2^- -N, TN, TP and COD decreased rapidly within 6 days, the concentration of TAN decreased to the lowest value within 9 days, and gradually approached to the stable values. The final removal rates of TAN, NO_2^- -N, NO_3^- -N and TSS reached 94.34%, 99.7%, 99.11% and 97.23%, respectively, and the removal rates of TN, TP and COD reached 87.74%, 86.26% and 34.07%, respectively. All the indicators, except for TSS, could meet the first-level discharge standards in the Discharge Requirements for Tail Water of Freshwater Aquaculture (SC/T 9101-2018) required by the Ministry of Agriculture and Rural Areas of China. Therefore, the best combination was *photosynthetic bacteria* and *Ipomoea aquatica*. The research results can provide a reference for the design and construction of freshwater aquaculture tail water treatment system.

Keywords *Photosynthetic bacteria*; aquatic plants; aquaculture tail water; removal rate; purification efficiency