

美洲鳗鲡(*Anguilla rostrata*)养殖尾水高效处理 与水循环养殖技术研究与应用*

王 行 江兴龙 王泽旭 刘 勇

(集美大学水产学院 鳗鲡现代产业技术教育部工程研究中心 福建厦门 361021)

摘要 通过构建由组合三维电极移动床生物膜反应池、生物膜反应池、臭氧紫外线杀灭微生物池等组成的养殖尾水高效处理系统,应用于工厂化美洲鳗鲡(*Anguilla rostrata*)养殖尾水的集约化高效净水处理,并对系统的排放水循环利用于美洲鳗鲡的精养殖。经 140 d 的试验应用,结果表明:该系统日平均处理养殖尾水 3 000 m³,水力停留时间(HRT)为 6.2h,经系统处理后的出水总磷浓度为(0.140±0.020) mg/L、总氮浓度为(0.671±0.114) mg/L、氨氮浓度为(0.104±0.050) mg/L、高锰酸盐指数为(2.81±0.44) mg/L, pH 为(6.22±0.18)。系统出水水质符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)的Ⅲ类水。系统出水循环利用于美洲鳗鲡精养殖(处理组)的平均单产 55.5 kg/m³,较工厂化美洲鳗鲡养殖模式(对照组)提高 52.5%;处理组的结束尾重、存活率、增重倍数和特定生长率分别高于对照组 44.9%、5%、64.8%和 37.5%,饲料系数低于对照组 15.7%。该系统具有水处理效率高、出水水质稳定良好、成本低、节约水资源、环保安全和易推广应用等优点,可为我国水产养殖尾水的环保治理工作提供技术参考。

关键词 美洲鳗鲡(*Anguilla rostrata*); 养殖尾水; 生物膜; 三维电极; 循环水

中图分类号 S965; S955 doi: 10.11693/hyhz20230100005

我国的水产品生产与消费在世界居于首位(冯东岳等, 2017)。随着我国养殖规模的日益扩大,大量的养殖尾水直接排放,不仅浪费了水资源,而且污染了周边水域生态环境,引发水生生物病害,降低了养殖效益。实现养殖尾水环保达标排放和可循环利用,成为行业和生态环境保护的急需技术之一。我国鳗鲡养殖产量约占世界的 70%,主要的鳗鲡养殖模式为土池养殖、网箱养殖,工厂化水泥池精养殖以及循环水养殖模式(樊海平, 2006)。土池养殖模式具有低耗能、低成本等优点,但是伴有较长养殖周期、高发病率等缺点,一般混养滤食性鱼类以调节水质和增加养殖效益(薛祥朝, 2009)。工厂化水泥池精养殖具有养殖密度高,养殖技术规范等优点,但是每天需要大量排水换水,对水资源的依赖性极强,对环境影响大(郭

少忠, 2009)。循环水养殖具有低碳绿色、病害少、占地面积小,养殖效率高且安全可控等优点,属于资源节约环境友好型的养殖模式。移动床生物膜反应器(MBBR)通过促进微生物在填料上附着生长形成大量生物膜,当尾水流经生物膜表面时尾水中的污染物被生物膜中的微生物吸附、降解,从而得到净化(Rusten *et al.*, 2006)。生物膜净水栅是一种高效的生物膜载体,可以为微生物提供大量的生态位,形成大面积的生物膜,养殖水中的污染物可以被生物膜上的微生物分解,实现水质净化(江兴龙等, 2010, 2015; Jiang *et al.*, 2019)。本研究通过集成自主研发的生物膜净水栅、三维电极生物膜反应器和臭氧紫外线杀菌技术等,创新构建与研制了养殖尾水水处理系统,主要由一级三维电极生物膜反应池单元,二级生物膜反

* 福建省科技厅高校产学研合作项目, 2020N5009 号; 福建省科技厅星火项目, 2021S0029 号; 国家重点研发计划课题, 2020YFD0900102 号。王 行, 硕士研究生, E-mail: 861060057@qq.com

通信作者: 江兴龙, 教授, 博士生导师, E-mail: xinlongjiang@jmu.edu.cn

收稿日期: 2023-01-09, 收修改稿日期: 2023-03-10

应池单元和三级臭氧紫外线杀灭微生物单元等组成, 通过应用于工厂化鳗鲡规模养殖尾水处理, 研究实际尾水处理效果和水循环利用于养殖的效果。

1 材料与方法

1.1 材料

生物膜净水栅; MBBR 悬浮填料; 直流开关电源; 铁电极; 臭氧发生器; 紫外线灭菌灯; 美洲鳗鲡(*Anguilla rostrata*)。

1.2 方法

1.2.1 系统构建 养殖尾水处理系统见图 1, 主要由一级组合三维电极生物膜反应池单元, 二级生物膜反应池单元和三级臭氧紫外线杀灭微生物单元等组成。组合三维电极生物膜反应池内设置铁电极和生物填料, 由直流开关电源向铁电极提供一定电压和电流的直流电, 电极电流密度控制在 $1\sim 3\text{ mA/cm}^2$, 池内设置潜水搅拌机。生物膜反应池内悬挂生物膜净水栅, 设置密度为池内水体体积的 30%。臭氧紫外线杀灭微生物池, 通过在池边安置臭氧发生器, 向池内输送臭氧, 另外池内设置紫外线灭菌灯。系统日进排水流量平均为 $3\ 000\text{ m}^3$ 。

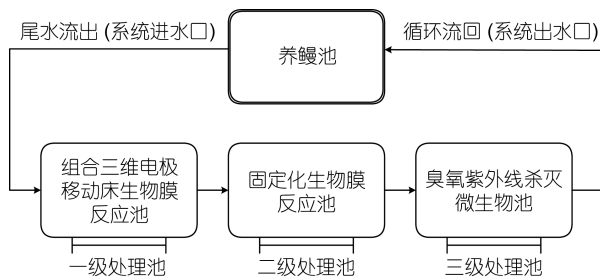


图 1 三维电极生物膜反应循环水系统示意图

Fig.1 Schematic diagram of a three-dimensional electrode biofilm reaction circulating water system

1.2.2 试验设计 系统建设于福建省南平市延平区的养鳗场(美洲鳗鲡的养殖存量约 300 t), 美洲鳗鲡养殖尾水排放汇总后进入系统, 经组合三维电极移动床生物膜反应池、生物膜反应池、臭氧紫外线杀灭微生物池等三级处理后, 水循环回用于养鳗池。选择常规工厂化美洲鳗鲡精养殖的 3 口养殖池为对照组, 选择应用本技术的 3 口养殖池为处理组。试验期间, 开展水质跟踪监测。每 7 d 采集系统各处理单元出水口、养殖池的水样, 检测主要水质因子, 每天现场检测 pH、水温和溶解氧, 试验初始和结束时对对照组和处理组内的鳗鲡养殖数据进行全池称重测定。使用有机玻璃采水器采集水面下 30 cm 的水质样本, 混匀

分装入聚乙烯塑料瓶中。检测方法根据《水和废水检测分析方法(第四版)》, 其中, 总磷(TP)使用钼锑抗分光光度法, 总氮(TN)使用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法; 氨氮(TAN)使用纳氏试剂分光光度法; 高锰酸盐指数使用高锰酸盐指数法(国家环境保护总局等, 2002a)。跟踪监测周期自 2022 年 7 月 1 日~11 月 18 日, 共 140 d。

1.2.3 数据处理 试验数据应用 EXCEL 进行统计与制图, 结果以平均值 \pm 标准差表示($M\pm SD$), 应用 SPSS25.0 软件进行分析, 通过单因素方差分析(one-way ANOVA)法比较各组数据, 若差异显著($P<0.05$)则运用 LSD 法进行多重分析比较。主要公式如下:

$$D=(C_0-C_1)/C_0\times 100\%, \quad (1)$$

$$\text{HRT}=V/Q, \quad (2)$$

$$F_r = T_f / (W_t - W_0), \quad (3)$$

$$T=(\ln W_t - \ln W_0)/t \times 100\%, \quad (4)$$

$$S=b/a \times 100\%, \quad (5)$$

式中, D 表示水质因子(例如: 总磷、高锰酸钾指数、氨氮等)的降解率; C_0 表示水质因子初始浓度; C_1 表示水质因子终浓度。HRT (hydraulic residence time) 表示水力停留时间; V 表示系统处理单元的有效水体; Q 表示进水流量。 F_r 表示饲料系数; T_f 表示试验阶段总摄食量; W_t 、 W_0 表示试验末和试验初始鳗鲡的总质量; T 表示特定增长率; t 表示试验天数(d); S 表示存活率(%); b 、 a 表示试验末和试验初始鳗鲡存活尾数(ind.)。

2 结果

2.1 水处理效果

系统各处理单元的水质因子数据见表 1, 系统 HRT 为 6.2 h, 其中, 组合三维电极移动床生物膜反应池 HRT 为 4 h, 生物膜反应池为 1.5 h, 臭氧紫外线杀灭微生物池为 0.7 h。从表 1 可知, 系统进水口(鳗鲡养殖池出水)、组合三维电极移动床生物膜反应池出水口、系统出水口的总磷、总氮、氨氮、高锰酸盐指数、pH 和细菌总数等水质因子均存在显著差异($P<0.05$), 随着系统三维电极移动床生物膜处理和臭氧紫外线杀灭微生物处理的进行, 尾水中的主要污染物总磷、总氮、氨氮、高锰酸盐指数以及细菌总数的浓度均有显著下降, 臭氧紫外线杀灭微生物池的出水口(系统出水口)的总磷、总氮、高锰酸盐指数和 pH 等均符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) (国家环境保护总局等, 2002b) 类水排放标准。表明, 鳗鲡养殖尾水经本系统处理后的出水水质可实现稳定达标排放。

表 1 系统的水质因子
Tab.1 Water quality parameters of the system

水质因子	系统进水口	组合三维电极 移动床生物膜 反应池出水口	
		系统出水口	系统出水口
总磷/(mg/L)	3.707±0.827 ^a	0.665±0.306 ^b	0.140±0.020 ^c
总氮/(mg/L)	4.892±0.734 ^a	1.695±0.510 ^b	0.671±0.114 ^c
氨氮/(mg/L)	2.340±0.589 ^a	0.680±0.323 ^b	0.104±0.050 ^c
高锰酸盐指数 (mg/L)	5.16±0.39 ^a	3.48±0.41 ^b	2.81±0.44 ^c
pH	6.73±0.32 ^a	6.38±0.20 ^b	6.22±0.18 ^c
细菌总数浓度 (CFU/mL)	1.1×10 ⁶ ±0.22 ^a	1.6×10 ⁶ ±0.36 ^b	1.1×10 ³ ±0.40 ^c

注: 同行数据上标字母不同显示存在显著性差异($P<0.05$)

2.1.1 系统对总磷的去除效果 试验期间三维电极生物膜反应循环水系统各单元总磷浓度的动态变化见图 2, 系统进水口的养殖尾水的总磷浓度在 2.88~

4.534 mg/L 之间波动, 平均浓度为(3.707±0.827) mg/L; 组合三维电极移动床生物膜反应池出水口总磷浓度在 0.359~0.971 mg/L 之间波动, 平均浓度为(0.665±0.306) mg/L, 在 HRT 为 4 h 的条件下, 对总磷的去除率为 82.1%; 再经生物膜反应池(HRT 1.5 h)、臭氧紫外线杀灭微生物池(HRT 0.7 h)的处理, 系统出水口的出水水质总磷浓度在 0.120~0.160 mg/L 之间波动, 平均浓度为(0.140±0.020) mg/L, 对总磷的去除率为 79%; 总体系统(HRT 6.2 h), 对总磷的去除率为 96.2%。在系统进水口、组合三维电极移动床生物膜反应池、系统出水口, 水质总磷浓度均显著下降($P<0.05$)。试验期间, 系统出水口的出水水质总磷浓度均低于 0.2 mg/L, 符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) (国家环境保护总局等, 2002b) 类排放水对总磷的要求。

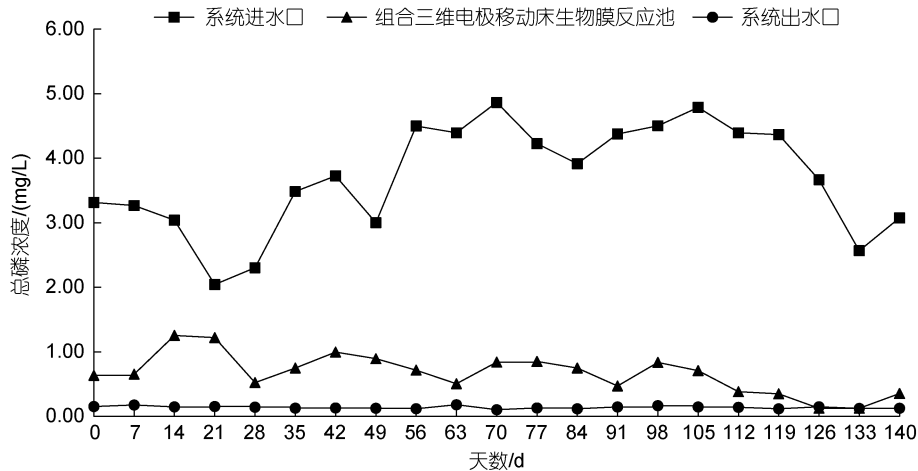


图 2 系统中总磷浓度的动态变化

Fig.2 Dynamic changes of total phosphorus concentration in the system

2.1.2 系统对总氮的去除效果 试验期间三维电极生物膜反应循环水系统各单元总氮浓度的动态变化见图 3, 系统进水口的养殖尾水的总氮浓度在 4.186~5.626 mg/L 之间波动, 平均浓度为(4.892±0.734) mg/L; 组合三维电极移动床生物膜反应池出水口总氮浓度在 1.185~2.205 mg/L 之间波动, 平均浓度为(1.695±0.510) mg/L, 在 HRT 为 4 h 的条件下, 对总氮的去除率为 65.4%; 再经生物膜反应池(HRT 1.5 h)、臭氧紫外线杀灭微生物池(HRT 0.7h)的处理, 系统出水口的出水水质总氮浓度在 0.557~0.785 mg/L 之间波动, 平均浓度为(0.671±0.114) mg/L, 对总氮的去除率为 60.4%; 总体系统(HRT 6.2 h)对总氮的去除率为 86.3%。在系统进水口、组合三维电极移动床生

物膜反应池、系统出水口, 水质总氮浓度均显著下降($P<0.05$)。试验期间, 系统出水口的出水水质总氮浓度均低于 1.0 mg/L, 符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) (国家环境保护总局等, 2002b) 类排放水对总氮的要求。

2.1.3 系统对氨氮的去除效果 试验期间三维电极生物膜反应循环水系统各单元氨氮浓度的动态变化见图 4, 系统进水口的养殖尾水氨氮浓度在 1.751~2.929 mg/L 之间波动, 平均浓度为(2.340±0.589) mg/L; 组合三维电极移动床生物膜反应池出水口氨氮浓度在 0.357~1.003 mg/L 之间波动, 平均浓度为(0.680±0.323) mg/L, 在 HRT 为 4 h 的条件下, 对氨氮的去除率为 71%; 再经生物膜反应池(HRT 1.5 h)、臭氧紫外

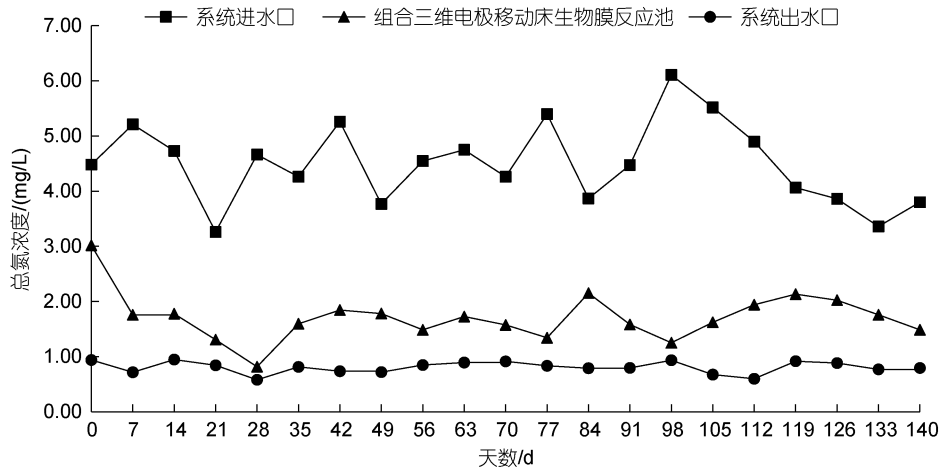


图 3 三维电极生物膜反应循环水系统中总氮浓度的动态变化

Fig.3 Dynamic variation of total nitrogen concentration in a three-dimensional electrode biofilm reaction circulating water system

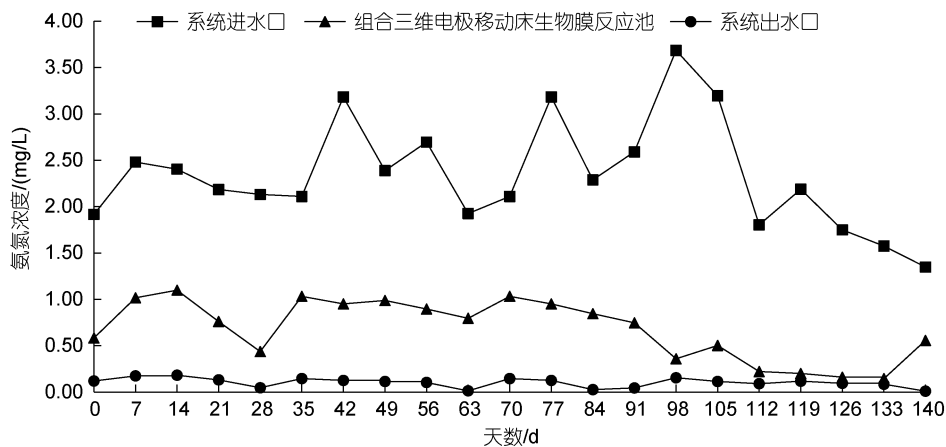


图 4 系统中氨氮浓度的动态变化

Fig.4 Dynamic variation of ammonia nitrogen concentration in the system

线杀灭微生物池(HRT 0.7 h)的处理,系统出水口的出水水质氨氮浓度在 0.054~0.154 mg/L 之间波动,平均浓度为(0.104±0.050) mg/L,对氨氮的去除率为 84.7%;总体系统(HRT 6.2 h)对氨氮的去除率为 95.6%。在系统进水口、组合三维电极移动床生物膜反应池、系统出水口,水质氨氮浓度均显著下降($P<0.05$)。试验期间,系统出水口的出水水质氨氮浓度均低于 0.2 mg/L,符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) (国家环境保护总局等, 2002b) 类排放水对氨氮的要求。

2.1.4 对高锰酸盐指数的去除效果 试验期间,三维电极生物膜反应循环水系统各处理单元水质中高锰酸盐指数的动态变化见图 5,系统进水口的高锰酸盐指数在 4.77~5.55 mg/L 之间波动,平均浓度为(5.16±0.39) mg/L;组合三维电极移动床生物膜反应池出水口高锰酸盐指数在 2.77~3.59 mg/L 之间波动,

平均浓度为(3.18±0.41) mg/L;再经生物膜反应池(HRT 1.5h)、臭氧紫外线杀灭微生物池(HRT 0.7h)的处理,系统出水口高锰酸盐指数在 2.37~3.25 mg/L 之间波动,平均浓度为(2.81±0.44) mg/L。在系统进水口、组合三维电极移动床生物膜反应池、系统出水口的出水口,水质高锰酸盐指数的浓度均显著下降($P<0.05$)。试验期间,系统出水水质中高锰酸盐指数低于 3.5 mg/L,符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) (国家环境保护总局等, 2002b) 类排放水对高锰酸盐指数的要求。

2.1.5 pH 的动态变化 试验期间,三维电极生物膜反应循环水系统各处理单元水质 pH 的动态变化见图 6,系统进水口的 pH 在 6.41~7.05 之间波动,平均值为 6.73±0.32;组合三维电极移动床生物膜反应池出水口 pH 在 6.18~6.58 之间波动,平均值为

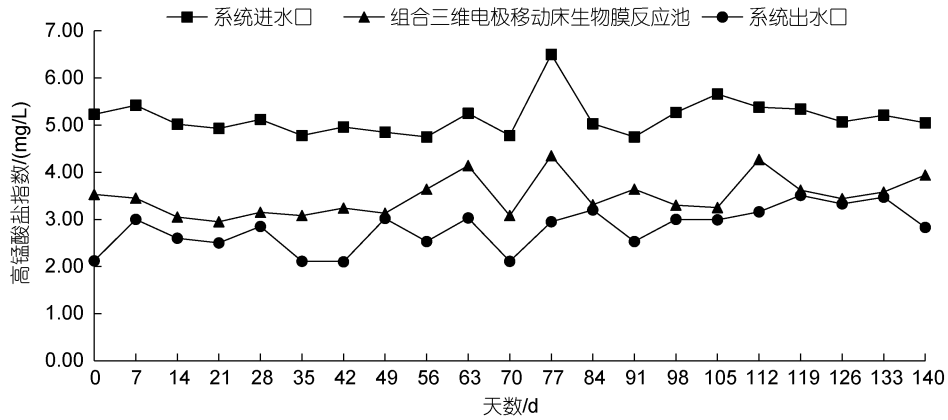


图 5 系统高锰酸盐指数动态变化

Fig.5 Dynamic variation of permanganate index in the system

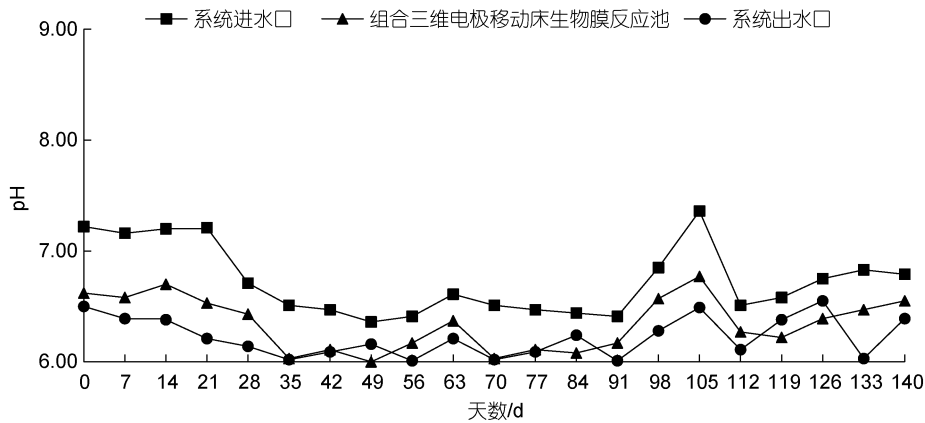


图 6 系统 pH 动态变化

Fig.6 Dynamic pH changes in the system

6.38±0.20; 系统出水口的 pH 在 6.04~6.40 之间波动, 平均值为 6.22±0.18。试验期间, 系统的 pH 在 6.0~7.5 范围内, 符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) (国家环境保护总局等, 2002b) 类排放水对 pH 的要求。

2.1.6 臭氧紫外线杀灭微生物池对细菌总数的去除效果 试验期间, 组合三维电极移动床生物膜反应池出水口细菌总数浓度在 $1.24 \times 10^6 \sim 1.96 \times 10^6$ CFU/mL 之间波动, 平均浓度为 $(1.6 \times 10^6 \pm 0.36)$ CFU/mL; 系统出水口的细菌总数浓度在 $7 \times 10^2 \sim 1.5 \times 10^3$ CFU/mL

之间波动, 平均浓度为 $(1.1 \times 10^3 \pm 0.40)$ CFU/mL。试验期间, 臭氧紫外线杀灭微生物池对尾水水质中的细菌总数去除率达 99.9%。

2.2 循环水养殖鳗鲡效果

由表 2 可以看出, 利用系统的出水回用于循环水养殖鳗鲡, 处理组平均养殖单产 55.5 kg/m^3 , 较对照组提高 52.5%; 处理组的结束尾重、存活率、增重倍数和特定生长率均分别高于对照组 44.9%、5%、64.8% 和 37.5%, 饲料系数低于对照组 15.7%, 由此可见, 处理组的养殖效果显著优于对照组。

表 2 试验期间对照组与处理组的鳗鲡养殖结果
Tab.2 The eel culture results in the control and the treatment during the trial

组别	投放密度/(尾/m ³)	投鱼尾重/(g/ind.)	结束尾重/(g/ind.)	存活率/%	增重倍数	特定生长率/(%/d)	饲料系数
对照组	80±2 ^a	150.1±1.2 ^a	483.3±14.3 ^a	94.3±0.7 ^a	2.22±0.27 ^a	0.8±0.03 ^a	1.59±0.02 ^a
处理组	80±3 ^a	150.3±1.3 ^a	700.5±13.9 ^b	99.1±0.3 ^b	3.66±0.19 ^b	1.1±0.02 ^b	1.34±0.01 ^b
增减幅度	—	—	44.9%	5%	64.8%	37.5%	-15.7%

注: 同一列数据上标字母不同显示存在显著性差异($P < 0.05$)

3 讨论

3.1 尾水处理效果

3.1.1 系统对总磷的去除效果 在组合三维电极移动床生物膜反应池中, 三维电极产生 Fe^{2+} 、 Fe^{3+} 以及它们的水解化合物, 可以对水体中的磷进行絮凝和沉淀, 这个体系中同时存在着物理反应、化学反应和微生物反硝化聚磷耦合的反应来去除磷, 因此可以达到一个持续、稳定及高效的除磷效果(张立东, 2016)。生物膜可以过量吸收自身合成和代谢需求后的磷酸盐并储存在体内, 形成富磷污泥后再以剩余污泥的方式排除出反应系统(赵丹等, 2004)。对新型三维电极生物膜工艺去除氮磷试验中, 在电流为 300 mA、HRT 为 6 h 的条件下, 对总磷的去除率为 70%左右(马生军, 2016)。本研究中组合三维电极移动床生物膜反应池, 在 HRT 为 4 h 的条件下, 对总磷的去除率为 82.1%, 本研究对总磷的去除率更高, 认为是三维电极、移动床生物膜反应池的结构优化和气水比更合理, 提供了更优的水动力条件, 可更有效地絮凝和沉降水中的磷, 并通过定期对反应池的定期底排污, 及时将沉淀的磷酸盐与老化脱落的生物膜等淤泥排除出系统外。

养殖尾水中游离的磷酸盐可以被生物膜反应池中的聚磷菌等微生物进行吸收, 最后通过排污方式将系统中的磷排出(孙源等, 2007)。在研究富铁填料/锰砂对厌氧反应器的净水效果中, 反应器在富铁填料和陶粒的投放体积比例为 1:6、水力负荷为 $0.1 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 的条件下, 对总磷的去除率为 24.2% (吴大冰, 2020)。本研究中经生物膜反应池(HRT 1.5h)、臭氧紫外线杀灭微生物池(HRT 0.7 h)的处理, 对总磷的去除率为 79%, 除磷效果更好, 原因主要是采用生物膜净水栅, 并通过施用聚磷菌使其成为优势菌群, 强化了对磷的过饱和和吸收, 同时又有效拦截了上一级处理池水中所带入的含磷絮凝物, 进一步降低了水体中的磷浓度。

3.1.2 系统对总氮的去除效果 在三维电极移动床生物膜反应池中, 电流是影响系统脱氮除磷效果的重要因素。研究表明(Flora *et al*, 1994; 任晓克等, 2015), 一定范围内随着电流的增大, 系统中产生更多的 H_2 , 脱氮效率也逐渐升高; 但如果电流过大时, 会同时对反硝化细菌产生氢抑制效应。另外, 电流作用能促进铁电极的腐蚀, 刺激反硝化细菌、聚磷菌等微生物的生长; 电场对 NO_3^- 、 H_2PO_4^- 等物质迁移、

扩散速度有一定程度的影响, 进而影响系统的脱氮除磷效果(冯玉杰等, 2008; 胡传侠等, 2008; 任晓克等, 2015)。在 3DBER-S-FE 深度脱氮除磷的研究中, 在 $\rho(\text{C})/\rho(\text{N})=2$ 、 $I=150 \text{ mA}$ 和 $\text{HRT}=4 \text{ h}$ 的条件下, 对总氮的去除率为 85.59%, 但是随着电流的增加, 会抑制其脱氮效率(郝瑞霞等, 2016)。在新型三维电极生物膜工艺强化脱氮除磷的研究中, 通过添加海绵铁和硫磺以此改变三维电极生物膜反应器内部结构, 对总氮的去除率为 80% (张立东, 2016)。本研究通过组合三维电极移动床生物膜反应池、生物膜反应池和臭氧紫外线杀灭微生物池, 并配套施用硝化细菌、反硝化细菌和聚磷菌, 使其成为生物膜上的优势菌群, 在系统 HRT 为 6.2 h, 电流密度为 $1\sim 3 \text{ mA/cm}^2$ 的条件下, 对总氮的去除率达 86.3%, 获得了更高的总氮去除率。

3.1.3 系统对氨氮的去除效果 在鳗鲡养殖过程中, 饵料中的 20%~25% 的蛋白质被鳗鲡摄食吸收, 剩下的以氨氮、残饵和粪便的形式排出于养殖水体中, 养殖尾水具有较高的氨氮浓度。在同步硝化反硝化处理氨氮废水的研究中, 在 DO 浓度为 $0.5\sim 1.0 \text{ mg/L}$, 进水 COD/ NH_3 在 12, MLSS 在 5 g/L 左右, 进水 pH $8.0\sim 8.5$, 连续 6 h 的反应条件下, 对氨氮的去除率为 85% (潘伯宁, 2012)。在低浓度暗淡废水处理实验研究中, 化学沉淀法在 pH 为 10.5, 反应时间在 30 min 左右, $n(\text{NH}_4^+):n(\text{Mg}^{2+}):n(\text{PO}_4^{3-}) = 1:1.2:1.2$; 折点氯化法(break point chlorination)在 pH 为 7, 反应时间 10~15 min, $m(\text{Cl}^-):m(\text{NH}_4^+)$ 在 6~7 之间的条件下, 对氨氮的去除率均可达 80%以上(鲁璐等, 2013)。本研究中, 养殖尾水经过三级处理池的处理后, 系统对氨氮的去除率达 95.6%, 氨氮去除率更高, 原因是通过在组合三维电极移动床生物膜反应池、生物膜反应池中, 配套施用硝化细菌、反硝化细菌, 使其成为生物膜上的优势菌群, 通过大量细菌的同化吸收氮磷作用、硝化作用、反硝化作用等, 实现了对氨氮的高效降解。硝化反应是在好氧条件下, 由亚硝化细菌和硝化细菌将 NH_4^+ 转化为 NO_2^- 和 NO_3^- 的过程, 而反硝化反应是在缺氧或厌氧条件下, 由反硝化细菌将 NO_2^- 和 NO_3^- 转化为 N_2 的过程(洪万树, 1998)。

3.1.4 系统对其他水质因子的去除效果 高锰酸盐指数是水体中有机和无机氧化物污染的常用指标(国家环境保护局, 1989)。组合三维电极移动床生物膜反应池的有机污染物去除能力更有一定的提升, 其原因可能是有毒难降解的有机物经三维电极电解

处理后,转化成了毒性低、易被生物降解的物质,也为微生物提供了更佳的环境和基质(程金苹, 2017),为后续生物法处理提供了有效帮助。生物膜处理池中微生物对有机物的降解一般分为水解反应和氧化反应,一部分被微生物产生的酶催化分解,另一部分是被微生物同化,为其提供能量,转化成微生物代谢物质(周海红等, 2006),在微孔曝气与生物膜法处理农村污染水体中,悬浮球与纤维球填料对高锰酸盐指数的去除率为 47.2%~55.5%,组合填料对高锰酸盐指数的去除率为 40.7%~51.0%, Aquamats 填料对高锰酸盐指数的去除率为 39.4%~50.1% (胡鹏, 2015),本系统对高锰酸盐指数的去除率为 45.5%。本系统出水口的 pH 在 6.04~6.40 之间波动,平均浓度为 6.22 ± 0.18 ,与系统进水的 pH 降低了 0.5,在正常的水质波动范围内,因为需氧微生物发生三羧酸循环,致使糖类物质在有氧条件下被彻底氧化,产生水和 CO_2 , pH 降低(石云萍等, 1999),或者是因为厌氧微生物与缺氧微生物进入水解酸化阶段与产氢产乙酸阶段,生成各种有机酸类致使 pH 下降(郝晋伟, 2019)。

3.1.5 臭氧紫外线杀灭微生物池对细菌总数的去除效果 臭氧是一种强氧化剂和消毒剂,已被证实能快速有效的杀死养殖水体中病毒、细菌和原生动植物,而且还可氧化生物难以降解的有机物和硝酸盐,有助于循环系统固体颗粒去除,增强循环系统运行的稳定性(Krumins *et al.*, 2001; 章亚芳等, 2010; Gonçalves *et al.*, 2011; Schroeder *et al.*, 2011; 周焯亦等, 2012)。但是臭氧稳定性差,高浓度臭氧水处理成本高,且过高残留浓度对养殖对象有毒害作用(姜国良等, 2001; Silva *et al.*, 2011),这些因素限制了臭氧技术在水产应用的进一步发展。紫外线杀菌消毒的原理(周伟良, 2002)是水及其中的溶解氧在紫外线的照射下,产生超氧负离子(O_2^-)、激发基态氧分子(O_2^*)、过氧化氢(H_2O_2)、羟基自由基($\cdot\text{OH}$)等氧化性极强的激发态物质,这些物质对水中微生物病原体有毁灭性的破坏作用,通过改变微生物体 DNA 活性,破坏复制过程,造成细胞代谢发生紊乱从而导致死亡,达到消毒目的。紫外/臭氧组合工艺(UV/ O_3)是将臭氧(O_3)和紫外(UV)相结合的一种高级氧化技术。该组合工艺具有强氧化性,不需要加入任何催化剂,已经被证明可以用于水中有机污染物的去除,微生物的灭活等(范太兴等, 2010); Sharrer 等(2007)和 Summerfelt 等(2009)采用 O_3 /UV 组合分别对红点鲑循环水养殖系统和虹

鳟循环水养殖系统进行灭菌试验,均取得较好效果。随着时间的推移,UV 的去除效果会渐渐下降,主要是因为水中存在的颗粒物容易吸收紫外线,影响了反应的顺利进行,从而使杀菌效果降低,而 O_3 的存在可以避免这一问题的出现(范太兴等, 2010)。本研究中采用臭氧紫外线组合,有效杀灭了水中微生物和细菌等,对细菌总数的去除率达 99.9%。在紫外线和臭氧的双重作用下,可以实现很好的细菌去除率。

3.2 循环水养殖鳊鲈效果

高效的循环水养殖模式能够有效提高鱼苗养殖存活率、饲料消化率、养殖鱼类的产量及质量,有效降低单位产量能耗、病害发生、管理成本以及养殖风险,对进一步保障水产品质量安全、提高市场竞争力、提升综合效益、保护生态环境有积极的推动作用(张哲, 2011)。本研究中处理组的鳊鲈养殖增重倍数比对照组提高 64.8%,鱼体的平均起捕尾重比对照组提高 44.9%。在花鳊工厂化循环水高密度养殖模式的研究中,通过集成臭氧消毒杀菌、机械过滤、生物过滤、液氧增氧技术,平均规格 29.97 g 的花鳊经过 260 d 养殖,平均尾重达到 716.20 g,成活率达到 86.5% (曲焕韬等, 2009)。本研究的养殖效果更优,原因是系统高效且稳定地对尾水水质实现了脱氮除磷,确保了经系统处理后的出水水质能始终符合养殖用水水质要求,从而达到了良好的循环水养殖效果。

4 结论

通过构建由组合三维电极移动床生物膜反应池、生物膜反应池、臭氧紫外线杀灭微生物池组成的系统,应用于工厂化鳊鲈养殖尾水集中式处理以及水循环养殖。在日均处理鳊鲈养殖尾水水量 $3\ 000\ \text{m}^3$ 和 HRT 为 6.2 h 条件下,实现了系统出水水质的总磷浓度为 $(0.140 \pm 0.020)\ \text{mg/L}$ (浓度范围 0.120~0.160 mg/L),系统对尾水总磷的去除率为 96.2%;系统出水水质的总氮浓度为 $(0.671 \pm 0.114)\ \text{mg/L}$ (浓度范围 0.557~0.785 mg/L),系统对尾水总氮的去除率为 86.3%;系统出水水质的氨氮浓度为 $(0.104 \pm 0.050)\ \text{mg/L}$ (浓度范围 0.054~0.154 mg/L),系统对尾水氨氮的去除率为 95.6%;系统出水水质的高锰酸盐指数为 $(2.81 \pm 0.44)\ \text{mg/L}$ (浓度范围 2.37~3.25 mg/L),pH 为 (6.22 ± 0.18) (范围 6.04~6.40)。系统出水水质符合《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002) Ⅲ类水。系统出水回用于循

环水养殖鳗鲡, 处理组平均养殖单产 55.5 kg/m^3 , 较对照组提高 52.5%; 处理组的结束尾重、存活率、增重倍数和特定生长率均分别高于对照组 44.9%、5%、64.8%和 37.5%, 饲料系数低于对照组 15.7%, 获得了更优的养殖效果。该系统具有水处理效率高, 出水水质良好且稳定, 投资成本和运行成本低, 可操作性强, 环保安全和容易推广应用等优点, 可为我国当前的水产养殖尾水处理与循环水养殖提供技术参考。

参 考 文 献

- 马生军, 2016. 新型三维电极生物膜工艺强化脱氮除磷特性[J]. 水处理技术, 42(4): 39-41, 50.
- 石云萍, 薛云花, 1999. 好氧微生物的净化废水作用[J]. 山西化工(4): 52-53.
- 冯玉杰, 沈宏, 杨靖明, 等, 2008. 电极生物膜法反硝化工艺条件及过程[J]. 哈尔滨工业大学学报, 40(12): 1956-1961.
- 冯东岳, 汪劲, 刘鑫, 2017. 我国水产品质量安全追溯体系建设现状及有关建议[J]. 中国水产(7): 52-54.
- 曲焕韬, 李鑫焯, 王敏懿, 等, 2009. 花鳗鲡工厂化循环水高密度养殖模式初探[J]. 渔业现代化, 36(4): 13-16+70.
- 任晓克, 郝瑞霞, 孟成成, 等, 2015. 新型三维电极生物膜反应器启动特性[J]. 环境工程学报, 9(6): 2717-2722.
- 江兴龙, 邓来富, 2015. 生物膜“细菌-藻类”协同系统改良淡水池塘养殖水质与沉积物的效果研究[J]. 海洋与湖沼, 46(3): 603-610.
- 江兴龙, 关瑞章, 2010. 日本鳗鲡(*Anguilla japonica*)精养殖水体生物膜原位修复低碳养殖技术的研究[J]. 海洋与湖沼, 41(05): 769-775.
- 孙源, 范琛, 2007. 聚磷菌的诱导驯化与分离[J]. 山西建筑(28): 193-194.
- 吴大冰, 2020. 富铁填料/锰砂对厌氧反应器的生化效果影响[D]. 兰州: 兰州交通大学.
- 张立东, 2016. 新型三维电极生物膜工艺强化脱氮除磷特性研究[J]. 吉林化工学院学报, 33(1): 40-45.
- 张哲, 2011. 鳗鲡循环水养殖中水处理技术与养殖效果的研究[D]. 厦门: 集美大学.
- 范太兴, 李德生, 洪飞宇, 2010. 紫外与臭氧(UV/O₃)组合工艺在给水处理中的应用[J]. 能源与环境(3): 68-70.
- 国家环境保护局, 1989. 水质 高锰酸盐指数的测定: GB 11892-1989[S]. 北京: 中国标准出版社.
- 国家环境保护总局, 《水和废水监测分析方法》编委会, 2002a. 水和废水监测分析方法[M]. 4 版. 北京: 中国环境科学出版社.
- 国家环境保护总局, 国家质量监督检验检疫总局, 2002b. 地表水环境质量标准: GB 3838-2002[S]. 北京: 中国环境科学出版社.
- 周伟良, 2002. 紫外线在饮用水生产中的应用[J]. 净水技术, 21(1): 38-40.
- 周海红, 王建龙, 2006. 利用可生物降解聚合物同时作为反硝化微生物的碳源和附着载体研究[J]. 中国生物工程杂志, 26(2): 95-98.
- 周焯亦, 房燕, 曹广斌, 等, 2012. 臭氧处理技术在工厂化水产养殖中的应用研究[J]. 水产学杂志, 25(1): 49-57.
- 赵丹, 任南琪, 陈坚, 等, 2004. 生物除磷技术新工艺及其微生物学原理[J]. 哈尔滨工业大学学报, 36(11): 1460-1462.
- 郝晋伟, 2019. 填料强化新型过滤式厌氧生物膜反应器处理农村生活污水[D]. 济南: 山东大学.
- 郝瑞霞, 徐忠强, 周彦卿, 等, 2016. 3DBER-S-Fe 深度脱氮除磷效果[J]. 北京工业大学学报, 42(12): 120-127.
- 胡传侠, 杨昌柱, 杨群, 等, 2008. 固定化三维电极-生物膜法去除污水中硝酸盐氮[J]. 环境科学与技术, 31(2): 83-87.
- 胡鹏, 2015. 微孔曝气与生物膜法处理农村受污染水体实验研究[D]. 北京: 中国水利水电科学研究院.
- 姜国良, 刘云, 杨栋, 等, 2001. 用臭氧处理海水对鱼虾的急性毒性效应研究[J]. 海洋科学, 25(3): 11-13.
- 洪万树, 1998. 美洲鳗鲡生物学[J]. 海洋科学, 22(2): 34-35.
- 郭少忠, 2009. 广东鳗鱼养殖模式及其演变[J]. 海洋与渔业(11): 20-23.
- 章亚芳, 魏林生, 张金宝, 等, 2010. 臭氧改善水产养殖水体质量的作用机理初探[J]. 江西水产科技(1): 17-20.
- 程金苹, 2017. 三维电极法处理酸性橙 7(AO7)模拟染料废水的研究[D]. 上海: 华东师范大学.
- 鲁璐, 祁贵生, 王焕, 2013. 低浓度氨氮废水处理实验研究[J]. 化工中间体, 10(1): 42-46.
- 樊海平, 2006. 我国鳗鲡养殖业的现状与发展对策(上)[J]. 科学养鱼(2): 1-2.
- 潘伯宁, 2012. 同步硝化反硝化处理氨氮废水的研究[J]. 科技创新与应用(12): 8-9.
- 薛祥朝, 2009. 福清市土池养鳗存在的问题与建议[J]. 科学养鱼(3): 3-4.
- FLORA J R V, SUIDAN M T, ISLAM S, *et al*, 1994. Numerical modeling of a biofilm-electrode reactor used for enhanced denitrification [J]. Water Science & Technology, 29(10/11): 517-524.
- GONÇALVES A A, GAGNON G A, 2011. Ozone application in recirculating aquaculture system: an overview [J]. Ozone: Science & Engineering, 33(5): 345-367.
- JIANG X L, ZHANG B Q, ZHENG W G, *et al*, 2019. Study on the water-saving and pollution-reducing effect of biofilm-biofloc technique in *Anguilla marmorata* aquaculture [J]. Desalination and Water Treatment, 149: 69-75.
- KRUMINS Z V, EBELING J, WHEATON F, 2001. Part-day ozonation for nitrogen and organic carbon control in recirculating aquaculture systems [J]. Aquacultural Engineering, 24(3): 231-241.
- RUSTEN B, EIKEBROKK B, ULGENES Y, *et al*, 2006. Design and operations of the kaldnes moving bed biofilm reactors [J]. Aquacultural Engineering, 34(3): 322-331.
- SCHROEDER J P, CROOT P L, DEWILTZ B V, *et al*, 2011. Potential and limitations of ozone for the removal of ammonia, nitrite, and yellow substances in marine recirculating aquaculture systems [J]. Aquacultural Engineering, 45(1): 35-41.
- SHARRER M J, SUMMERFELT S T, 2007. Ozonation followed by ultraviolet irradiation provides effective bacteria inactivation in a freshwater recirculating system [J]. Aquacultural Engineering, 37(2): 180-191.
- SILVA J, LARANJEIRA A, SERRADEIRB R, *et al*, 2011.

Ozonated seawater induces genotoxicity and hematological alterations in turbot (*Scophthalmus maximus*) — Implications for management of recirculation aquaculture systems [J]. *Aquaculture*, 318(1/2): 180-184.

SUMMERFELT S T, SHARRER M J, TSUKUDA S M, *et al*, 2009. Process requirements for achieving full-flow disinfection of recirculating water using ozonation and UV irradiation [J]. *Aquacultural Engineering*, 40(1): 17-27.

STUDY AND APPLICATION OF EFFICIENT TREATMENT OF TAILWATER FROM EEL *ANGUILLA ROSTRATA* CULTURE AND WATER RECIRCULATING AQUACULTURE TECHNOLOGY

WANG Hang, JIANG Xing-Long, WANG Ze-Xu, LIU Yong

(Engineering Research Center of the Modern Industry Technology for Eel, Ministry of Education, Fisheries College of Jimei University, Xiamen 361021, China)

Abstract The trial water treatment system combining a combined three-dimensional electrode moving bed biofilm reaction pool, a biofilm reaction tank, and an ozone ultraviolet killing microbial pool was constructed for eel (*Anguilla rostrata*) culture, in which the tailwater was efficiently treated and reused for recirculating aquaculture. The trial lasted 140 d. Results show that the system was able to treat 3 000 m³ of tailwater daily. The hydraulic residence time (HRT) was 6.2 h. After the treatment, the concentrations of total phosphorus was (0.140±0.020) mg/L, total nitrogen (0.671±0.114) mg/L, and ammonia nitrogen (0.104±0.050) mg/L; the permanganate index was (2.81±0.44) mg/L, and the pH was (6.22±0.18). The water quality of the system effluents met the requirements of Class discharge water of the Environmental Quality Standard for Surface Water regulated by the Chinese National Standard GB 3838-2002. In the eel recirculating aquaculture, the average yield was 55.5 kg/m³, which was 52.5% higher than the control. The eel weight, survival rate, weight gain factor, and specific growth rate of the treatment were 44.9%, 5%, 64.8% and 37.5% higher than the control, respectively, and the feed coefficient was 15.7% lower than the control. The system had the advantages of high water treatment efficiency, stable effluents water quality, low cost, water conservation, environmental safety, and easy promotion and application. This study provided technical reference for aquaculture tailwater treatment and reuse.

Key words eel *Anguilla rostrata*; aquaculture tailwater; biofilm; three-dimensional electrode; recirculating aquaculture