

不同生长阶段红鳍东方鲀(*Takifugu rubripes*)循环水养殖系统的水质调控和氮磷收支研究*

张翔宇¹ 宋协法¹ 于智海¹ 宋元照² 苏鹏³ 董登攀¹ 李贤¹

(1. 中国海洋大学水产学院 山东青岛 266003; 2. 中国科学院海洋研究所 山东青岛 266071; 3. 大连富谷食品有限公司 辽宁大连 116400)

摘要 循环水养殖系统具有节水、省地、环保等优点,目前在国内外水产养殖中得到广泛应用,养殖过程中水质的动态变化反映鱼类养殖生长环境状况,氮磷收支规律反馈养殖系统是否具有高效性,二者可评估特定养殖生物在特定养殖条件下的养殖效果。为了了解循环水养殖系统水质变化与氮磷收支规律,通过对不同生长阶段(一龄与二龄)红鳍东方鲀循环水养殖系统的水质、鱼体及饲料中氮、磷的定期采样,计算氮、磷的输入与输出量,比较了系统水质变化与氮磷收支规律。结果显示,一龄和二龄的红鳍东方鲀养殖系统分别在投喂后 2、4、10、14 h 和 2、4、14、18 h 出现营养盐浓度高点,建议针对处于不同生长阶段的红鳍东方鲀养殖系统需对不同时间段进行水质重点监测,主成分分析表明亚硝酸盐氮和硝酸盐氮参数可作为红鳍东方鲀循环水养殖水质的指示因子。一龄和二龄的红鳍东方鲀养殖系统中用于鱼体生长发育的氮元素分别占总输出的 25.16%和 28.41%,用于鱼体生长发育的磷元素分别占总输出的 47.37%和 51.66%,二龄的红鳍东方鲀养殖系统与一龄养殖系统的氮磷吸收率相比有显著性提高($P < 0.05$)。实际生产中可通过增加二龄红鳍东方鲀专用饲料蛋白质与磷元素含量,提升养殖产量。研究阐明了循环水养殖系统水质变化与氮磷收支规律,营养物质的来源与归宿,对合理评价系统的经济与生态效益、优化系统工艺参数具有指导意义。

关键词 红鳍东方鲀; 循环水养殖系统; 水质; 氮磷收支

中图分类号 S965; S954; doi: 10.11693/hyhz20220900240

红鳍东方鲀(*Takifugu rubripes*)作为我国名贵经济鱼类,具有很高的营养与医药价值,在中国北方及日韩地区,市场需求较大(高露皎等, 2011)。由于受到船舶航行、海洋污染等因素影响,野生种群的资源量大量减少,2016 年我国取消红鳍东方鲀的相关禁令后,作为红鳍东方鲀主要出口国,养殖产量随国内外需求量的增加而不断增加(Hou *et al.*, 2022)。根据渔业统计年鉴显示,相比于 2019 年的养殖产量,2020 年我国北方海水养殖红鳍东方鲀产量大幅度增加,约为 4 101 t,主要集中在天津、河北、辽宁地区(农业农村部渔业渔政管理局等, 2021)。

目前,我国北方地区红鳍东方鲀的海水养殖主要采用“陆-海接力”养殖模式,即在初夏至秋季进行海上网箱养殖,而在温度较低的冬季和春季在陆基循环水养殖系统内进行保育(刘超, 2015)。关于红鳍东方鲀的相关研究主要集中于在陆基养殖期间红鳍东方鲀的生长性能及养殖系统的水质周期变化情况,例如 Lin 等(2017)曾对红鳍东方鲀循环水养殖系统在冬季保育期的水质状况与饲料转化率(feed conversion rate, FCR)进行了研究,表明整个冬季保育期水质利于鱼类生长,FCR 为 1.21 ± 0.3 ; Kikuchi 等(2006)曾对红鳍东方鲀在封闭循环水养殖系统中的生

* 国家重点研发计划资助项目, 2020YFD0900600 号, 2019YFD0900504 号。张翔宇, 硕士研究生, E-mail: 21200511174@stu.ouc.edu.cn

通信作者: 李 贤, 博士生导师, 教授, E-mail: lixian@ouc.edu.cn

收稿日期: 2022-09-21, 收修改稿日期: 2022-11-14

长情况进行了研究, 研究结果表明封闭循环水系统可为红鳍东方鲀提供最佳养殖环境, 红鳍东方鲀存活率较高, 生产效果较好。

在养殖过程中, 水质的动态变化可反映鱼类养殖生长环境状况, 氮磷收支规律可以反馈养殖系统、养殖模式是否具有高效性, 从而评估特定养殖生物在特定养殖条件下的养殖效果(王晓亮等, 2013)。国外 Briggs 等(1994)最早在 1994 年研究了集约化对虾养殖池塘氮磷收支, 而目前国内对红鳍东方鲀循环水养殖系统氮磷收支与利用率的相关研究欠缺, 无法从整体上反映养殖生态系统的运转情况及物质代谢过程。因此本研究对不同生长阶段下红鳍东方鲀循环水养殖系统氮磷收支情况以及氮磷利用率进行测定, 以探究循环水系统氮磷物质流动方向, 研究结果可为红鳍东方鲀循环水系统的养殖管理提供基础数据和科学建议。

1 材料与方法

1.1 养殖系统及管理

本研究于大连富谷渔业生态园区内开展。2 种不同生长阶段的红鳍东方鲀(以下简称“河鲀”)分别在两

套独立的循环水养殖系统中进行养殖, 每套系统均有 10 个养殖池, 养殖池规格为 100 m^3 (最长宽: 8.1 m, 深度: 2.3 m), 养殖水体可达到 90 m^3 。系统水处理单元主要包括旋流分离器、微滤机(物理过滤)、三级生物滤池(生物过滤)和紫外杀菌消毒装置等。具体水处理工艺如图 1 所示。实验期间, 两套系统养殖水体温度为 $15.6\sim 18.1 \text{ }^\circ\text{C}$, pH 为 6.56~7.14, 盐度为 28.1~28.7, 溶解氧为 $8.16\sim 11.1 \text{ mg/L}$ 。

本研究选取一龄和二龄两种处于不同生长阶段的河鲀进行实验, 分别于 1 号和 2 号循环水养殖系统中进行养殖, 其平均初始体重分别为 0.406 kg 和 0.992 kg, 总生物量分别为 11 137.50 kg 和 11 137.62 kg, 养殖密度为 $10.45\sim 14.38 \text{ kg/m}^3$ 。实验持续 42 d, 实验结束 1 号与 2 号系统鱼体平均体重分别为 0.410 kg 和 1.005 kg, 养殖密度为 $10.42\sim 14.07 \text{ kg/m}^3$ 。

每天上午 9:00 进行投饵, 并于 10:50 和 15:50 进行系统排污。每天定时检查池内死鱼并及时捞出, 记录各养殖池河鲀死亡数量。每间隔 5~6 d 进行一次系统整体换水, 换水量为 65%。养殖期间, 每日使用多参数水质分析仪(WTW Mult3630, 德国)对每个养殖池的 pH、溶解氧、盐度等基础水质参数进行检测。

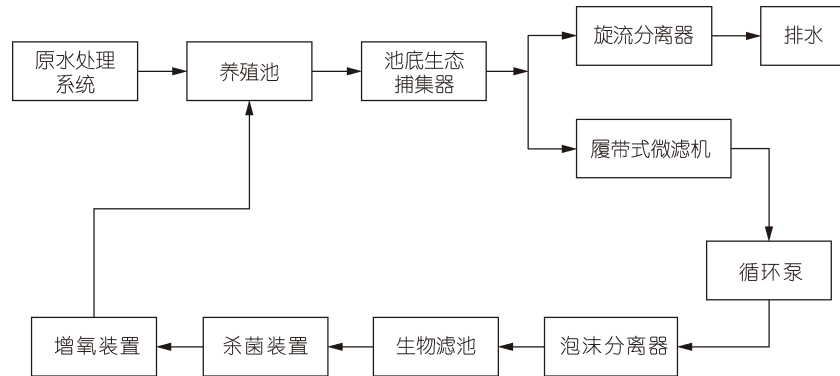


图 1 水处理工艺流程图

Fig.1 Flowchart of sewage treatment

1.2 样品收集与分析

1.2.1 水样采集 每日上午 11:00 分别在两套系统的固定采样位点(养殖池、生物滤池)进行水样采集, 采集量为 50 mL, 取样结束后迅速于 $4 \text{ }^\circ\text{C}$ 环境下进行保存, 并完成相关水质检测分析。除此之外, 在实验开始后的第 20 天和第 40 天分别对两套系统进行 24 h 水质检测, 以投喂后 2 h 为起点(上午 11:00), 每间隔 2 h 采集一次水样。

1.2.2 残饵粪便采集 分别在微滤机、旋流分离器排污口处设置沉积物收集装置, 每日 8:00 对残饵

粪便等沉积物进行收集称重。将收集的沉积物搅拌均匀后从中称取 10 g 样品, 使用 DHS-16A 水分测定仪(上海尚义, 中国)在 $105 \text{ }^\circ\text{C}$ 下进行干燥并测定干重。干燥后样品经粉碎处理后测定其氮、磷元素含量(单位: g/kg)。

1.2.3 饲料样品采集 养殖选用含 48%粗蛋白、8%粗脂肪、1%总磷的河鲀专用配合饲料(红星饲料公司, 中国), 实验期间每日对投喂饲料进行称重。同时对饲料取样 100 g 并测定其氮、磷含量(单位: g/kg)。

1.2.4 鱼类样品采集 实验结束后, 分别从两套系

统中各取 100 条河鲃(10 条/池)进行称重。实验开始和结束时在两套系统中随机取样(6 条/系统), 鱼体干燥后进行全鱼粉碎, 测定其氮、磷含量(单位: g/kg)。

1.3 计算公式

氮、磷收支关系(Pouil *et al.*, 2019):

$$\sum_{\text{输入}} = \sum_{\text{输出}} \pm \text{未知溶失量}, \quad (1)$$

式中, 氮、磷输入($\sum_{\text{输入}}$)来源: 商业饲料和换水; 氮、磷输出项目($\sum_{\text{输出}}$): 残饵粪便等沉积物、养殖水体输出、鱼体生长输出。

氮、磷输入量与输出量计算:

$$M_{(N/P)} = m \times C_{(N/P)}, \quad (2)$$

式中, $M_{(N/P)}$: 氮、磷量(单位: g), m : 物质总质量(单位: kg), $C_{(N/P)}$: 单位物质氮、磷含量(单位: g/kg)。

$$\text{排污系数} = W_{\text{out}} / M \times 100\%, \quad (3)$$

式中, W_{out} : 向外界水体排放的氮、磷总量(单位: g), M : 系统产量(单位: kg)(刘梅等, 2021)。

$$\text{氮的绝对利用率} = N_T / N_{\text{in}} \times 100\%, \quad (4)$$

$$\text{氮的相对利用率} = N_T / N_F \times 100\%, \quad (5)$$

$$\text{磷的绝对利用率} = P_T / P_{\text{in}} \times 100\%, \quad (6)$$

$$\text{磷的相对利用率} = P_T / P_F \times 100\%, \quad (7)$$

式中, N_T : 河鲃收获时总含氮量(单位: kg), N_{in} : 氮输入总量(单位: kg), N_F : 投喂饲料的总含氮量(单位: kg), P_T : 河鲃收获时总含磷量(单位: kg), P_{in} : 磷输入总量(单位: kg), P_F : 投喂饲料的总含磷量(单位: kg)(Zhang *et al.*, 2018)。

1.4 样品测定方法

水质检测方法参照国家标准 GB/T-12763。总氮(TN)、总磷(TP)、总氨氮(TAN)、亚硝酸盐(NO_2^- -N)、硝酸盐(NO_3^- -N)、活性磷酸盐(PO_4^{3-} -P)的测定方法选用分光光度法(国家质量技术监督局, 2004), 化学需氧量(COD_{Mn})选用高锰酸钾氧化滴定法(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局等, 2008), 悬浮物(SS)选用重量法(章文华等, 2020)。氮元素测定采用凯氏定氮法, 磷元素测定采用 ICP-MS 元素分析法(李玉全

等, 2007)。

1.5 数据分析

采用单因素方差(One-way ANOVA, IBM SPSS Statistics 25.0)分析进行数据的差异显著性检验。通过主成分分析(IBM SPSS Statistics 25.0)评价两套系统的水质状况及主要因子, 为消除各水质指标的量纲差异所带来的影响, 对原始数据进行标准差标准化处理(Z-score 标准化)(马恺等, 2021)。

2 结果

2.1 水质动态变化

2.1.1 单日内水质动态变化 两次 24 h 水质监测结果显示, 一龄河鲃系统养殖期间其各水质指标(除 COD_{Mn})的浓度变化范围均比二龄高。其中一龄河鲃养殖系统的氨氮浓度变化范围在 0.35~0.94 mg/L, 符合其安全养殖范围。表 1 和图 2 所示, 两系统亚氮、悬浮物、 COD_{Mn} 的最高浓度间差异显著($P < 0.05$), 其中 1 号系统亚氮、 COD_{Mn} 的最高浓度较 2 号系统更高, 总氮、活性磷酸盐、总磷、悬浮物的最低浓度间差异显著($P < 0.05$), 1 号系统总氮、活性磷酸盐、总磷的最低浓度较 2 号系统更低, 悬浮物最低浓度较高。1 号系统中氨氮的浓度在投喂后 10 h 达到最高, 亚氮、总氮、 COD_{Mn} 、硝氮、活性磷酸盐、总磷与悬浮物的浓度分别在投喂后 2、1.5 与 4 h 达到最高。2 号系统的氨氮、亚氮最高浓度均出现在投喂后 2 h, 硝氮最高浓度出现在投喂后 8 h, 总氮、悬浮物、 COD_{Mn} 与活性磷酸盐、总磷的最高浓度分别出现在投喂后 4 h 与 10 h。

2.1.2 主成分分析 为确定系统中水质关键污染因子, 本研究对所有水质指标进行了主成分分析。1 号系统各主成分特征值与贡献率按特征值 > 1 , 累计方差贡献率 $> 75\%$ (马恺等, 2021)的原则选取主成分。结果表明, 前 4 个主成分方差贡献率达到原始数据的 89.693%, 且 4 个主成分特征值均 > 1 , 表明前 4 个主成分可代表系统水质变化信息。结合图 3 和表 2 分析结

表 1 两系统 24 h 水质数据统计分析
Tab.1 Statistics of 24-hour water quality measurement in two culture systems

生长阶段	指标	氨氮	亚氮	硝氮	总氮	活性磷酸盐	总磷	悬浮物	COD_{Mn}
一龄	最高浓度	0.94±0.11 ^{a1}	0.1±0.01 ^{a1}	7.9±0.22 ^{a1}	9.97±1.24 ^{a1}	0.8±0.03 ^{a1}	0.88±0.01 ^{a1}	13.91±0.91 ^{a1}	46.2±2.67 ^{a1}
	最低浓度	0.35±0.01 ^{a2}	0.04±0.01 ^{a2}	3.6±0.43 ^{a2}	4.09±0.68 ^{a2}	0.21±0.03 ^{a2}	0.31±0.05 ^{a2}	0.74±0.06 ^{a2}	3.6±0.22 ^{a2}
二龄	最高浓度	0.79±0.04 ^{a1}	0.04±0.003 ^{b1}	7.19±0.09 ^{a1}	11.8±1.19 ^{a1}	0.7±0.03 ^{a1}	1.01±0.13 ^{a1}	18.63±1.32 ^{b1}	28.8±1.43 ^{b1}
	最低浓度	0.39±0.07 ^{a2}	0.01±0.001 ^{a2}	5.14±0.40 ^{a2}	8.91±0.1 ^{b2}	0.45±0.11 ^{b2}	0.67±0.05 ^{b2}	0.37±0.02 ^{b2}	3.2±0.45 ^{a2}

注: 浓度单位为 mg/L; 数字 1 与 2 表示同一组内(一龄或二龄)的水质因子最高浓度与最低浓度是否存在显著性差异, 字母 a 与 b 表示不同组内(一龄与二龄)的水质因子最高浓度或最低浓度间是否存在显著性差异

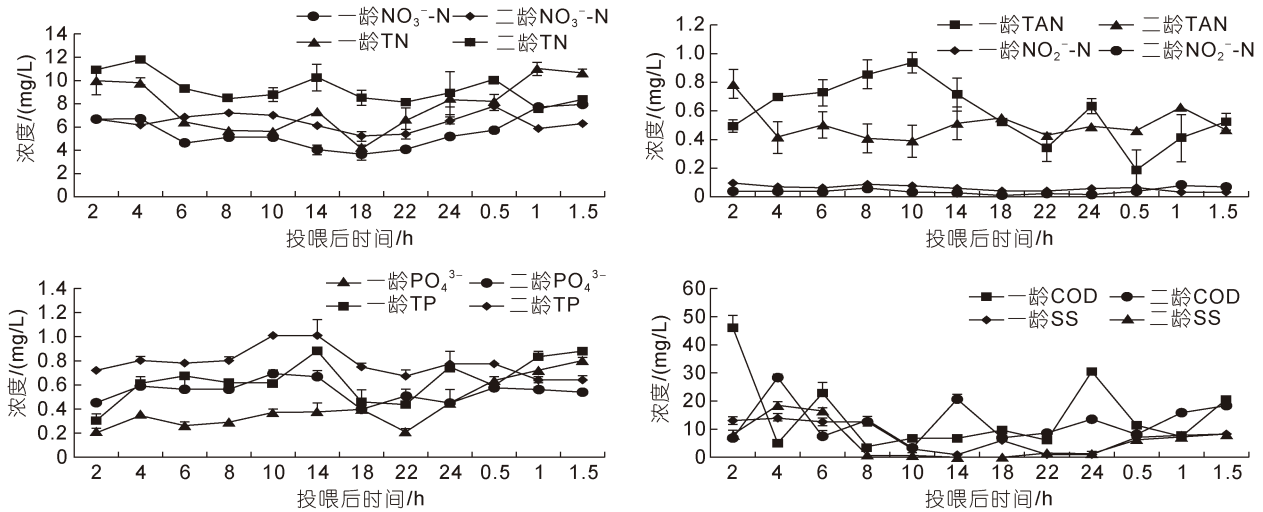


图 2 24 h 各营养盐浓度变化
Fig.2 Changes of nutrient concentration in 24 hours

果显示: 第一主成分的方差贡献率最高, 为 41.441%, 与第 1 主成分密切相关的是硝氮、亚氮、化学需氧量(COD_{Mn}), 第二主成分方差贡献率为 22.726%, 与其密切相关的指标是氨氮、磷酸盐和总磷。通过以上分析, 一龄河鲀循环水养殖系统水质状况主要取决于第一主成分(杨竞等, 2011), 关键污染因子为亚氮、硝氮和化学需氧量(COD_{Mn})。由主成分得分与客观权重(即方差贡献率)之积计算水质综合得分可知: 投喂后 2、4、10、14 h 水质等级分别为 9、6、7、8 级(水质等级越高代表水质状况越差)。

2 号系统各主成分特征值与贡献率的结果表明, 前 4 个主成分方差贡献率达到原始数据的 89.924%。结合表 2 中分析结果显示: 第一主成分的方差贡献率

40.300%为最高, 与第一主成分密切相关的是亚氮、总氮、化学需氧量(COD_{Mn}), 第二主成分方差贡献率为 22.726%, 与其密切相关的指标是氨氮、磷酸盐和总磷。通过以上分析, 二龄河鲀循环水养殖系统水质状况主要取决于第一主成分(马恺等, 2021), 关键污染因子为亚氮、总氮和化学需氧量(COD_{Mn})。通过计算水质综合得分可知: 投喂后 2、4、14、18 h 水质等级分别为 6、8、7、9 级(水质等级越高代表水质状况越差)水质情况较差。

经比较, 两套养殖系统均在投喂后 2、4、14 h 呈现出较高的水质等级, 且 1 号系统和 2 号系统分别在投喂后 10 h 和 18 h 出现了水质较差的情况。2 号系统主成分综合得分较 1 号系统最高综合得分更高, 波

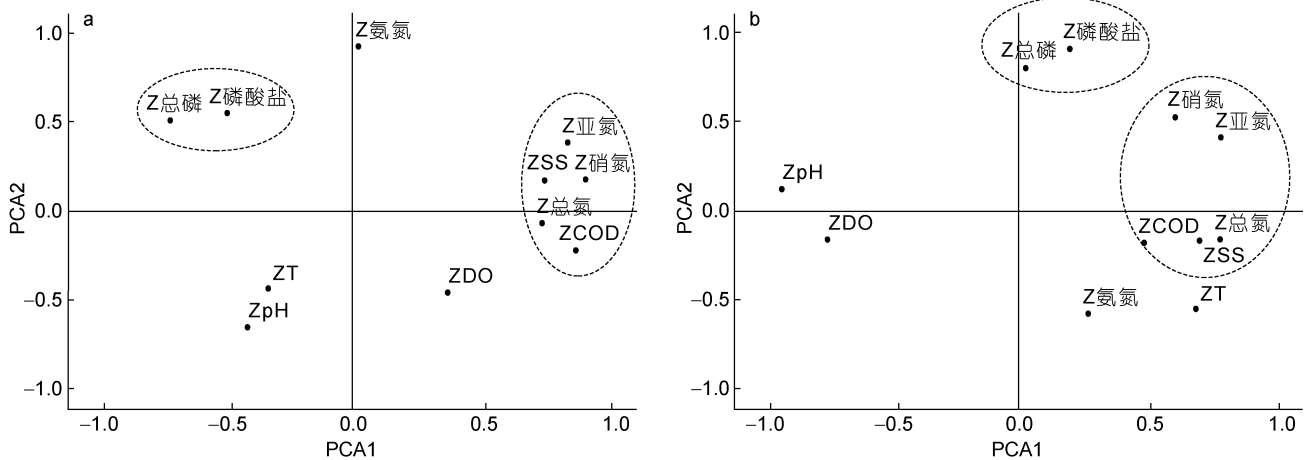


图 3 两套养殖系统 24 h 水质主成分分析图
Fig.3 The principal component analysis of 24-hour water quality in two culture systems
注: a. 1 号系统; b. 2 号系统

表 2 两系统 24 h 水质数据主成分分析

Tab.2 Principal component analysis of 24-hour water quality in two *T. rubripes* culture systems

指标	成分矩阵				主成分分析				
	一龄系统		二龄系统		投喂后时间/h	综合得分 ^a	水质等级	综合得分 ^b	水质等级
	1	2	1	2					
氨氮	0.02	0.924	0.277	-0.578	2	1.484	9	0.644	6
亚氮	0.839	0.382	0.799	0.419	4	0.998	6	1.163	8
硝氮	0.91	0.178	0.618	0.535	6	0.296	3	0.499	4
总氮	0.739	-0.068	0.792	-0.158	8	0.488	4	0.301	3
磷酸盐	-0.492	0.551	0.204	0.922	10	-1.212	7	0.610	5
总磷	-0.709	0.509	0.029	0.813	14	-1.390	8	-1.097	7
化学需氧量	0.871	-0.22	0.496	-0.177	18	0.102	5	-1.826	9
悬浮物	0.75	0.173	0.715	-0.167	22	-0.576	1	0.104	1
溶解氧	0.369	-0.458	-0.748	-0.156	24	-0.193	2	-0.271	2
pH	-0.412	-0.653	-0.928	0.129					
温度	-0.331	-0.433	0.698	-0.549					

注：图中综合得分上标 a、b 分别表示一龄系统和二龄系统的水质综合得分。成分矩阵中 1、2 分别表示两系统的第一主成分与第二主成分

动更大(图 4)，说明 2 号系统的水处理单元不稳定，大规模的养殖对象(二龄)可能会增大系统水处理压力。

2.2 系统氮磷收支

一龄与二龄河鲢循环水养殖系统 N、P 元素收支情况如表 3 所示。一龄与二龄河鲢循环水养殖系统的氮磷输入项目主要包括饲料总输入，循环水系统每日补充蒸腾及微滤机反冲洗等损失的水量输入，整体换水时补入的新水输入。饲料输入是系统氮、磷输入的主要方式，分别占一龄河鲢系统和二龄河鲢系统氮输入的 97.75%和 99.16%，磷输入的 99.16%和 98.89%；日补水输入系统的氮分别占一龄河鲢系统和二龄河鲢系统的 0.31%、0.46%，分别占磷总输入的 0.12%、0.15%；整体换水时，每次换水量为养殖池的 65%，其

氮输入分别占一龄河鲢系统和二龄河鲢系统氮总输入的 1.94%和 2.86%，磷输入分别占 0.72%和 0.96%。

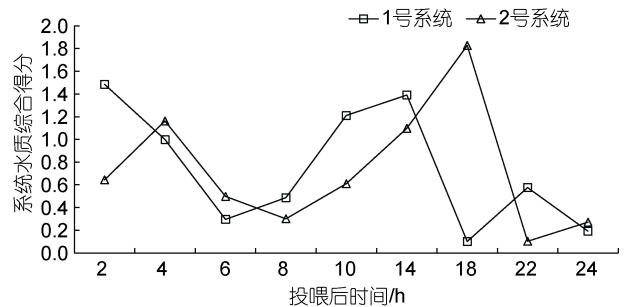


图 4 两套系统 24 h 水质综合得分变化
Fig.4 Changes in comprehensive score on 24-hour water quality in two culture systems

表 3 两种养殖规格系统氮、磷收支估算
Tab.3 Budget of nitrogen and phosphorous in the two culture systems

养殖规格	指标	氮磷输入项目		
		饲料总输入(I)	每日补水(W ₁)	换水(W ₂)
一龄河鲢	总氮/kg	154.346±26.201	0.494±0.035	3.059±0.217
	占比/%	97.75	0.31	1.94
	总磷/kg	33.831±0.992	0.040±0.007	0.245±0.209
	占比/%	99.16	0.12	0.72
二龄河鲢	总氮/kg	116.725±18.357	0.557±0.027	3.453±0.147
	占比/%	96.68	0.46	2.86
	总磷/kg	25.584±0.583	0.039±0.006	0.243±0.0787
	占比/%	98.89	0.15	0.96

续表

养殖规格	指标	氮磷输出项目		
		鱼类生长(P_g)	养殖水体(R)	残饵粪便(E)
一龄河鲀	总氮/kg	39.141±1.121	46.614±0.934	72.139±1.784
	占比/%	24.79	29.52	45.69
	总磷/kg	16.025±0.670	3.691±0.218	14.399±0.657
	占比/%	46.97	10.82	42.21
二龄河鲀	总氮/kg	34.203±0.875	42.377±0.782	44.152±0.926
	占比/%	28.33	35.10	36.57
	总磷/kg	13.217±0.626	3.231±0.143	9.663±0.186
	占比/%	50.62	12.37	37.01

一龄与二龄河鲀循环水养殖系统的氮磷输出项目主要包括鱼类生长吸收, 养殖水体以及残饵粪便。所有输出项目中, 残饵粪便输出是氮输出项目中最主要的形式, 分别占一龄与二龄河鲀循环水养殖系统氮总输出的 46.73%和 36.79%, 分别占磷总输出的 42.56%和 36.82%; 养殖水体中输出的氮分别占一龄和二龄河鲀系统总输出的 28.11%和 34.80%, 输出的磷分别占总输出的 10.07%和 11.53%; 鱼类生长吸收输出的氮分别占一龄和二龄河鲀系统总输出的 25.16%和 28.41%, 鱼类生长吸收输出的磷是磷输出项目中最主要的形式, 分别占一龄和二龄河鲀系统的 47.37%和 51.66%。

根据两系统的氮磷收支情况可知:

一龄河鲀系统 N 元素收支: $0.9775I+0.0031W_1+0.0194W_2=0.2516P_g+0.2811R+0.4573E$;

二龄河鲀系统 N 元素收支: $0.9668I+0.0046W_1+0.0286W_2=0.2841P_g+0.3480R+0.3679E$;

一龄河鲀系统 P 元素收支: $0.9916I+0.0012W_1+0.0072W_2=0.4737P_g+0.1007R+0.4256E$;

二龄河鲀系统 P 元素收支: $0.9889I+0.0015W_1+0.0096W_2=0.5166P_g+0.1153R+0.3682E$ 。

式中, I 表示饲料总输入, W_1 表示每日补水输入, W_2 表示总换水输入, P_g 表示鱼类生长输出, R 表示养殖水体输出, E 表示残饵粪便输出。

2.3 氮磷利用率

在总投喂量相同的条件下, 实验期间一龄与二龄河鲀系统存活率无显著性差异($P>0.05$), 二龄河鲀与一龄河鲀相比特定生长率(SGR)更高, 饲料系数(FCR)更低, 二龄河鲀的 N、P 元素吸收转化效率较一龄河鲀更高, 二者间存在显著性差异($P<0.05$), 二龄河鲀的氮磷绝对利用率、相对利用率与饲料转化率较一龄河鲀高(表 4、表 5)。

两系统氮磷收支中, 将以沉积物形式存在的 N、P 输出量与饲料的 N、P 总输入量构建回归方程模型(图 5)。2 号系统以沉积物形式存在的 N 元素输出量与总输入量呈现幂函数相关关系, 其他相关性均为多项式相关关系。两系统以沉积物形式存在的 P 元素输出量与系统 P 元素输入量呈正相关。

表 4 实验期间红鳍东方鲀生长状况

Tab.4 Growth performance of *T. rubripes* in the experiment

生长阶段	存活率/%	特定生长率(SGR)	系统生物量增量/kg
一龄	97.12±0.71	0.20±0.24	911.92
二龄	96.93±0.49	0.30±0.12	1871.86

表 5 不同生长阶段红鳍东方鲀系统氮、磷利用率

Tab.5 TN and TP utilization efficiency of *T. rubripes* culture systems

生长阶段	绝对利用率/%		相对利用率/%		饲料系数(FCR)
	氮	磷	氮	磷	
一龄	24.79	46.97	25.36	47.37	2.18±1.30
二龄	28.33	50.62	29.30	51.66	0.80±0.35

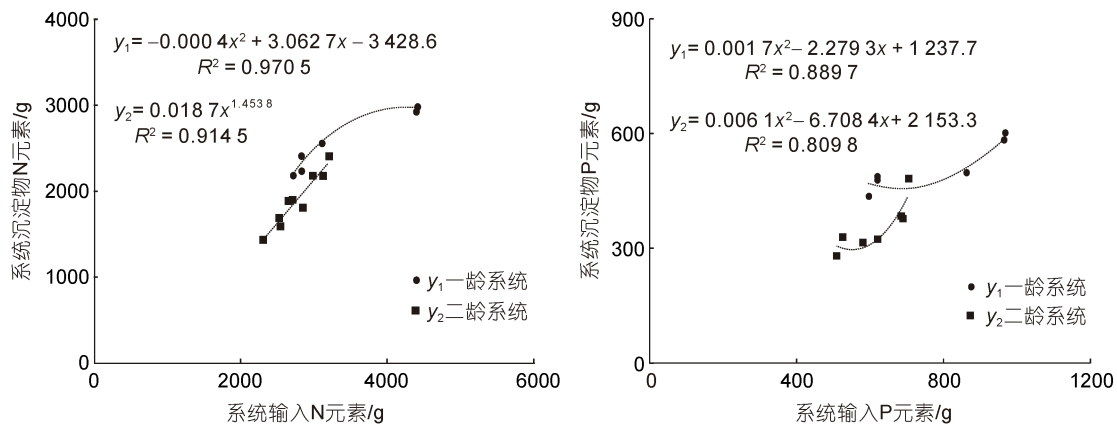


图5 系统氮、磷元素的总养分输入与沉积物中氮、磷元素积累的关系

Fig.5 Relationship between total nutrient input and accumulation of nitrogen and phosphorous in sediments of the system

2.4 排污系数

本实验所使用的循环水养殖系统采用双排水排污系统,旋流分离器的污水排放频次为2次/d,微滤

机反冲洗的污水实时排放。系统微滤机与旋流分离器的氮、磷排放量与排污系数如表6所示,相比2号系统,1号系统的氮、磷排放量及排污系数均较高。

表6 系统微滤机与旋流分离器排污比较

Tab.6 Comparison between microfilter and cyclone separator in sewage discharge

水处理单元	氮排放量/kg	磷排放量/kg	单位产量氮排污系数/(g/kg)	单位产量磷排污系数/(g/kg)
1号系统微滤机	30.976	6.183	2.578	0.515
1号系统旋流分离器	41.163	8.216	3.426	0.684
2号系统微滤机	23.948	5.241	1.652	0.362
2号系统旋流分离器	20.204	4.422	1.394	0.305

3 讨论

3.1 水质动态变化分析

循环水养殖系统水质日间波动较小,单日内持续波动,因此对单日内水质情况进行了连续监测。1号与2号系统的养殖水体中,各项含氮营养盐的浓度高值点出现时间不一致:硝氮与总氮的变化趋势相似,这是由于溶解在水中的总氮主要为无机氮,当养殖水体经过生物滤池的硝化作用处理后,水体中各形式的无机氮转化为了硝氮(王峰等,2013)。氨氮浓度变化范围大,且随时间推移会产生一定波动,这可能由氨氮主要来源为残饵、养殖生物代谢排泄物(沈建,2014),其在系统中的积累与转化取决于系统的水处理效率、养殖对象等,受影响因素多,因此较为不稳定。系统中亚硝酸盐的浓度变化较小,亚氮作为硝化作用的中间产物,一般不会大量积累,因此浓度也不会有大幅度的变化。从不同养殖规格来看,一龄河鲢系统水体中的含氮营养盐浓度较二龄河鲢系统波动较大,且一龄河鲢系统氨氮、亚氮、硝氮的最高浓

度较二龄河鲢系统更高,这可能与小规格鱼种比大规格鱼种代谢更为旺盛有关,这与Dosdat等(1996)在不同规格鱼种的氮排泄率研究中的结果相一致,也与两系统氮元素收支结果相吻合。

本研究中活性磷酸盐浓度占总磷的51.3%~59.4%,活性磷酸盐和总磷的浓度变化趋势基本一致。两种养殖规格下溶解于水体中的P元素占比较少,且两系统差异较小。这可能因为在弱碱性的循环水养殖条件下, PO_4^{3-} -P易与 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 等离子形成磷酸盐沉淀(杨燕,2021),同时饲料中所含的总磷成分仅占1%,因此水体中的活性磷酸盐与总磷浓度较低且形式较为稳定。 COD_{Mn} 与悬浮物在循环水系统中不易积累,除刚投喂后水中的部分残饵无法被立即处理,呈现出一个浓度高值点,随时间推移, COD_{Mn} 和悬浮物浓度逐渐趋于平稳。

主成分分析中,样本的主成分综合得分越高,其指标的方差贡献率越大,样本对整体数据的影响力越大,在水质评价中,主成分综合得分越高,说明样品中污染物含量越高,水质越差(冉桂花等,2013;龚

清莲等, 2016), 得分和等级可以定量描述两套循环水系统的水质污染程度。由表 2 得到, 两套养殖系统在投喂后 2~4 h 和 10~18 h 均出现了水质较差的情况。Gómez-Requeni 等(2003)研究发现, 循环水系统中氨氮浓度在投喂后 3 h 达到峰值, 之后浓度逐渐降低并在夜间达到稳定状态。而 Dosdat 等(1996)研究结果表明, 循环水系统在养殖不同海水鱼种时, 大多数系统除了会在投喂后 2~4 h 内出现排氨峰值, 10~18 h 也会出现氨氮累计情况, 与本研究的結果一致。早期研究中就提出了不同排氨情况可能与投喂策略的不同有关(Spyridakis *et al.*, 1989), 循环水养殖系统在每日固定时间进行一次大量投喂, 这容易导致养殖系统中 TAN 在某时间浓度突增, 超出生物过滤系统的处理负荷(Dalsgaard *et al.*, 2015), 当某一时间点向系统投入大量饲料后, 固体残饵随时间推移可能会不断分解为细小固体颗粒物, 降低系统水处理单元的处理效率(Godoy-Olmos *et al.*, 2022)。本研究中, 通过投喂后 10~18 h 的 pH 和总氨氮指标可以发现: 此时的 pH 较高而且 TAN 有一定的积累, 而硝化反应消耗碱度, 说明此时硝化系统的处理效率较低。当氨氮浓度较低时, 生物滤池的工作效率也会大大降低, 从而导致夜间时间 TAN 的积累(Guerdat *et al.*, 2010)。综上联系本研究结果, 系统在投喂后 2、4、14 h 确会产生水质较差情况, 因此建议实际生产中加强对投喂后 2、4 和 14 h 系统的水质检测。

3.2 氮、磷收支差异分析

养殖系统中氮元素较易为鱼体所吸收, 除了部分用于鱼体生长, 大部分是以鱼体吸收后再排泄的方式进入养殖系统(刘峰等, 2011), 例如高攀等(2021)在研究罗非鱼池塘鱼菜共生混养养殖系统氮磷收支过程中, 发现氮元素用于鱼体生长比例较高。而本研究中两套系统以沉积物形式输出的 N 元素占比 46.73%和 36.79%, 用于鱼体生长的 N 元素占比 25.16%和 28.41%, 这可能由于循环水养殖系统属于单养、精养系统, 大量饲料定时投入可能会使 N 元素还未被鱼体吸收就以沉积物形式进入系统, 这与王申等(2018)在循环水精养系统以及混养粗养系统氮磷收支比较研究中的结果相似。对比不同生长阶段(表 3), 二龄河鲀养殖系统中鱼体对 N 元素的吸收利用效果相比一龄河鲀系统有显著性提高($P<0.05$), 而常青等(1997)、沈美芳等(2002)研究发现, 随体重的增长, 鱼体内蛋白质含量及蛋白质合成能力下降, 氮元素的获取更多会依靠外界吸收, 与本实验研究结果

相似。

本研究中, 两套系统 P 元素以沉积物形式输出的比例均与用于鱼体生长的输出比例相近, 而之前研究中表明, 饲料中的 P 元素大多为无机磷, 过量的 P 元素主要由粪便排出, 还有部分 P 元素会随尿液排到水体中, 较少部分被鱼体吸收用于生长(刘峰等, 2011)。本研究结果显示, 较多 P 元素可被鱼体吸收用于生长, 这可能与河鲀对 P 元素的需求量高于大多数养殖鱼类有关(Xu *et al.*, 2020)。通过表 5 和图 5 对比不同养殖规格, 二龄河鲀养殖系统中鱼体对 P 元素的吸收利用效果相比一龄系统有显著性提高($P<0.05$), 且二龄河鲀系统在较低投喂水平下, P 元素以沉积物形式输出的占比较一龄系统更少, P 元素更多为鱼体所吸收利用。如果不断增加输入系统的 P 元素, 以沉积物形式流失的 P 元素会大量增加, 而本研究中每日的 P 元素输入量较少, 还未达到会以沉积物形式大量流失的输入水平。由此可见, 氮磷收支情况也会随投喂策略的变化而发生改变(孙国祥等, 2014)。

3.3 氮、磷利用率

相比于一龄河鲀循环水养殖系统, 二龄河鲀循环水养殖系统的氮、磷相对利用率与绝对利用率均较高, 说明在二龄河鲀养殖阶段, 河鲀对氮、磷的利用效率更高, 但二龄河鲀的饵料系数并未降低。其原因可能是二龄河鲀在进行游泳运动时, 代谢消耗的能量相比一龄河鲀更高, 从而促进了蛋白质合成率的提高, 因此二龄河鲀系统中鱼体吸收的氮元素更高。通过图 5 我们可以发现, 如果不断增加一龄系统 N 元素输入, 以沉积物形式流失的氮元素不会呈现明显的增长趋势, 这之前 Pouil 等(2019)研究中呈现的线性关系有所不同, 可能与鱼体规格不同会导致鱼体的饲料蛋白吸收以及胃排泄不同有关(程小飞等, 2020; 黄铭等, 2020), 从而影响氮元素的流失量。本研究中结果显示, 一龄系统在增加 N 元素输入后, 以残饵粪便等沉积物形式流失的 N 元素量减少, 被鱼体吸收的 N 元素会逐渐增多, 有利于养殖经济效益的提升。

3.4 生态效益

根据微滤机与旋流分离器的排污数据显示, 循环水养殖系统每日通过微滤机与旋流分离器, 将含有大量氮磷营养物质的养殖尾水未通过有效处理而直接排放, 虽保证了养殖环境的洁净, 但一定程度上影响周围水域环境(Cai *et al.*, 2013; Dauda *et al.*, 2019)。本实验中一龄河鲀在养殖过程中排污量较二

龄河鲢系统更高,为增加生态效益,在养殖一龄河鲢阶段应尽量减少养殖生物量,从源头减少尾水污染。同时,作为工厂化循环水系统养殖,应在微滤机与旋流分离器污水排放系统的后续加补尾水处理单元,对排出的尾水进行收集处理,通过生物过滤或化学沉淀的方法将污水中的氮磷营养盐转化为环境污染较小的存在形式,最大程度发挥循环水养殖系统环保的特点,增加生态效益。

4 结论

一龄和二龄红鳍东方鲢循环水养殖系统分别在投喂后 2、4、10、14 h 和 2、4、14、18 h 出现营养盐浓度高值点。主成分分析结果显示,一号系统的亚氮、硝氮、 COD_{Mn} 指标主成分贡献率分别为 0.839、0.910、0.871,二号系统的亚氮、硝氮、总氮指标主成分贡献率分别为 0.799、0.618、0.792。因此针对不同生长阶段应对不同时间段内的水质指标进行重点监测;亚氮、硝氮指标可作为红鳍东方鲢循环水养殖水质的指示因子。

氮磷收支结果显示,二龄红鳍东方鲢循环水养殖系统中其用于鱼体生长发育的氮磷收支占比均比一龄红鳍东方鲢循环水养殖系统高,说明二龄红鳍东方鲢循环水养殖系统与一龄红鳍东方鲢循环水养殖系统的氮磷吸收率相比显著性提高($P < 0.05$)。因此在接下来的养殖过程中,一龄红鳍东方鲢养殖系统可增加高蛋白饲料的投喂量,而二龄系统鱼体营养吸收效果相对较好,可增加投喂量和饲料中磷元素营养物质配比,以实现红鳍东方鲢更佳生长效果,增加养殖收益。同时建议在一龄红鳍东方鲢养殖阶段尽量减少养殖数量,在系统后续增加尾水处理单元,增加生态效益。

参 考 文 献

马恺,罗义,田艺苑,等,2021.基于主成分分析法的白洋淀入淀河流水质评价[C]//中国环境科学学会2021年科学技术年会——环境工程技术创新与应用分会场论文集(二).北京:《工业建筑》杂志社有限公司:20-25.

王申,高珊珊,蒋力,等,2018.水产养殖系统氮磷营养盐收支及其生态影响研究[J].水产学杂志,31(5):50-57.

王晓亮,邵旭,赵文,等,2013.池塘优化养殖模式下氮、磷收支的研究进展[J].北京农业(6):101-103.

王峰,雷霖霖,高淳仁,等,2013.国内外工厂化循环水养殖模式水质处理研究进展[J].中国工程科学,15(10):16-23,32.

中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局,中国国家标准化管理委员会,2008.海洋调查规范第4部分:海水化学要素调查:GB/T 12763.4-2007[S].北京:中国标准出版社.

冉桂花,葛继稳,苗文杰,等,2013.三峡库区古夫河水质时空分异特征[J].生态学报,33(17):5385-5396.

刘峰,李秀启,王芳,等,2011.养殖系统N、P收支及环境N、P负荷量的研究进展[J].海洋环境科学,30(4):603-608.

刘梅,原居林,倪蒙,等,2021.大口黑鲈(*Micropterus salmoides*)不同养殖模式氮磷收支及养殖效果研究[J].海洋与湖沼,52(3):718-728.

刘超,2015.四种海水鱼陆海接力养殖设施与工艺的试验研究[D].上海:上海海洋大学.

农业农村部渔业渔政管理局,全国水产技术推广总站,中国水产学会,2021.2021中国渔业统计年鉴[M].北京:中国农业出版社.

孙国祥,李薏,刘鹰,2014.投喂负荷对循环水养殖大西洋鲑生长及氮、磷收支的影响[J].渔业现代化,41(2):1-6.

李玉全,李健,王清印,等,2007.养殖密度对工厂化对虾养殖池氮磷收支的影响[J].中国水产科学,14(6):926-931.

杨竞,童祯恭,刘玉哲,2011.SPSS软件对饮用水水质进行主成分分析评价的运用[J].环境科学与技术,34(7):171-174.

杨燕,2021.零价铁在生活污水反硝化脱氮和厌氧释磷中的应用研究[D].绵阳:西南科技大学.

沈建,2014.养殖水体中氨氮的危害及管理措施[J].科学养鱼(7):91.

沈美芳,吴光红,殷悦,等,2002.养殖暗纹东方鲢鱼体的生化组成及营养需求初探[J].江西水产科技(3):16-22.

国家质量技术监督局,2004.海洋监测规范第4部分:海水分析:GB 17378.4-1998[S].北京:中国标准出版社.

高攀,李晓东,翟旭亮,等,2021.主养罗非鱼鱼菜共生池塘水质指标的变化规律和氮磷收支[J].渔业研究,43(2):167-174.

高露姣,黄艳青,夏连军,等,2011.不同养殖模式下红鳍东方鲢的品质比较[J].水产学报,35(11):1668-1676.

黄铭,周演根,陈薛伟杰,等,2020.两种规格虹鳟胃排空模型和投喂频率的研究[J].中国海洋大学学报,50(12):33-39.

龚清莲,刘颖,汤冰冰,2016.长江宜宾段水质时空分布特性分析[J].环境科学与技术,39(3):111-116.

常青,熊邦喜,龙良启,1997.池养条件下不同规格鳊鲢的粗蛋白与氨基酸含量的研究[J].水生生物学报,21(4):379-383.

章文华,徐锡梅,余沛芝,等,2020.重量法测定污水厂进出水中悬浮物的影响因素[J].净水技术,39(12):13-18.

程小飞,宋锐,吴浩,等,2020.饲料蛋白质水平对两种规格湘华鲮生长和饲料利用的影响[J].中国饲料(21):73-78.

BRIGGS M R P, FVNGE-SMITH S J, 1994. A nutrient budget of some intensive marine shrimp ponds in Thailand [J]. Aquaculture Research, 25(8): 789-811.

CAI C F, GU X H, YE Y T, et al, 2013. Assessment of pollutant loads discharged from aquaculture ponds around Taihu Lake, China [J]. Aquaculture Research, 44(5): 795-806.

DALSGAARD J, LARSEN B K, PEDERSEN P B, 2015. Nitrogen waste from rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) with particular focus on urea [J]. Aquacultural Engineering, 65: 2-9.

DAUDA A B, AJADI A, TOLA-FABUNMI A S, et al, 2019. Waste production in aquaculture: Sources, components and managements in different culture systems [J]. Aquaculture and Fisheries, 4(3): 81-88.

DOSDAT A, SERVAIS F, MÉTALLER R, et al, 1996. Comparison of nitrogenous losses in five teleost fish species

- [J]. *Aquaculture*, 141(1/2): 107-127.
- GODOY-OLMOS S, JAURALDE I, MONGE-ORTIZ R, *et al*, 2022. Influence of diet and feeding strategy on the performance of nitrifying trickling filter, oxygen consumption and ammonia excretion of gilthead sea bream (*Sparus aurata*) raised in recirculating aquaculture systems [J]. *Aquaculture International*, 30(2): 581-606.
- GÓMEZ-REQUENI P, MINGARRO M, KIRCHNER S, *et al*, 2003. Effects of dietary amino acid profile on growth performance, key metabolic enzymes and somatotrophic axis responsiveness of gilthead sea bream (*Sparus aurata*) [J]. *Aquaculture*, 220(1/2/3/4): 749-767.
- GUERDAT T C, LOSORDO T M, CLASSEN J J, *et al*, 2010. An evaluation of commercially available biological filters for recirculating aquaculture systems [J]. *Aquacultural Engineering*, 42(1): 38-49.
- HOU H C, ZHANG Y, MA Z, *et al*, 2022. Life cycle assessment of tiger puffer (*Takifugu rubripes*) farming: a case study in Dalian, China [J]. *Science of the Total Environment*, 823: 153522.
- KIKUCHI K, IWATA N, FURUTA T, *et al*, 2006. Growth of tiger puffer *Takifugu rubripes* in closed recirculating culture system [J]. *Fisheries Science*, 72(5): 1042-1047.
- LIN Z L, WANG H, YU C Y, *et al*, 2017. Commercial production of tiger puffer (*Takifugu rubripes*) in winter using a recirculating aquaculture system [J]. *Journal of Ocean University of China*, 16(1): 107-113.
- POUIL S, SAMSUDIN R, SLEMBROUCK J, *et al*, 2019. Nutrient budgets in a small-scale freshwater fish pond system in Indonesia [J]. *Aquaculture*, 504: 267-274.
- SPYRIDAKIS P, METAILLER R, GABAUDAN J, *et al*, 1989. Studies on nutrient digestibility in European sea bass (*Dicentrarchus labrax*): 1. Methodological aspects concerning faeces collection [J]. *Aquaculture*, 77(1): 61-70.
- XU H G, ZHANG X, WEI Y L, *et al*, 2020. Effects of dietary phosphorus level and stocking density on tiger puffer *Takifugu rubripes*: growth performance, body composition, lipid metabolism, deposition of phosphorus and calcium, serum biochemical parameters, and phosphorus excretion [J]. *Aquaculture*, 529: 735709.
- ZHANG K, XIE J, YU D G, *et al*, 2018. A comparative study on the budget of nitrogen and phosphorus in polyculture systems of snakehead with bighead carp [J]. *Aquaculture*, 483: 69-75.

STUDY ON NITROGEN/PHOSPHORUS BUDGET AND WATER QUALITY CONTROL OF RECIRCULATING AQUACULTURE SYSTEM OF *TAKIFUGU RUBRIPES* IN DIFFERENT AGES

ZHANG Xiang-Yu¹, SONG Xie-Fa¹, YU Zhi-Hai¹, SONG Yuan-Zhao², SU Peng³, DONG Deng-Pan¹, LI Xian¹

(1. Fisheries College, Ocean University of China, Qingdao 266003, China; 2. Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China; 3. Dalian Fugu Corporation, Dalian 116400, China)

Abstract Recirculating aquaculture system (RAS) has the advantages of water saving, land saving and environmental protection. The change of water quality reflects the aquaculture environment. The nitrogen (N) and phosphorus (P) budget assessment benefits the culture under specific aquaculture conditions. To understand water quality change and N and P budget in RAS, one- and two-year-old *Takifugu rubripes* were cultured separately in RAS for 42 days. The initial and final values of body weight, density, and total biomass were recorded; and physical and chemical indices were measured from water and solid residues (food leftover and feces) samples at specific time points, from which the input / output of N and P in the two RASs were analyzed. Variations in water quality and N and P budget in the two RASs were compared. Results show that the nutrient salt concentration boosted at 2, 4, 10, 14 hours after feeding for the one-year-old and 2, 4, 14, 18 hours for the two-year-old, which provided the reference timing for water quality control. Nitrite nitrogen and nitrate nitrogen could be used to indicate water quality as shown in the principal component analysis. Of the total N (P) input, 25.16% (47.37%) and 28.41% (51.66%) were used for growth in the one- and two-year-old RASs, respectively. The N and P absorption rates in RAS of the two-year-old were much greater than those of the one-year-old. Therefore in aquatic production, the yield of the culture can be enhanced by increasing the content of protein and P in the special feed for two-year-old pufferfish in RAS. This study clarified the source and destination of nutrients in RAS, and provided a reference for the assessment of economic and ecological benefits and optimal parameterization of the RAS.

Key words *Takifugu rubripes*; recirculating aquaculture system; water quality; nitrogen and phosphorus budget