

大口黑鲈(*Micropterus salmoides*)不同养殖模式 氮磷收支及养殖效果研究*

刘梅 原居林 倪蒙 练青平 郭爱环

(农业农村部淡水渔业健康养殖重点实验室 浙江省淡水水产遗传育种重点实验室 浙江省淡水水产研究所 湖州 313001)

摘要 为了揭示池塘内循环流水养殖模式(Inner-Pond Raceway Aquaculture, IPRA)氮磷收支变化及养殖效果情况,阐明其生态特征及营养物质的来源与归宿,合理评价 IPRA 的经济与生态效益,通过定期采样计算氮磷的输入和输出项目,同时设置传统常规养殖池塘(usual pond aquaculture, UPA)为对照组。结果表明:(1)两种养殖模式中,饲料是池塘氮、磷输入的主要来源,分别占 IPRA 和 UPA 池塘氮输入的 95.02%±2.31%和 94.57%±1.82%,占两种模式磷输入的 93.19%±2.75%和 91.81%±4.44%;(2)底泥沉积是氮、磷输出的主要方式,占 IPRA 和 UPA 氮输出的 45.16%±1.31%和 53.98%±1.48%,占磷输出的 40.28%±3.19%和 59.59%±4.45%,差异显著($P<0.05$),其次是养殖产出,IPRA 渔获物氮输出比例 37.73%±0.91%高于 UPA 的 35.07%±0.99%,差异不显著($P>0.05$),磷输出比例 25.50%±1.77%显著高于 UPA 的 20.78%±1.33% ($P<0.05$);(3)IPRA 对氮的绝对和相对利用率高于 UPA,但差异不显著($P>0.05$),而对磷的利用率显著高于 UPA ($P<0.05$),IPRA 提高了养殖对象对氮、磷的吸收利用率;(4)IPRA 耗水系数、排水系数及排污系数均显著低于 UPA ($P<0.05$),但 IPRA 养殖效益显著高于 UPA ($P<0.05$)。综上所述,IPRA 是一种清洁高效的新型养殖模式,可以进行推广应用。本研究旨在为今后更好地开展 IPRA 水质管理和科学养殖提供数据支撑,同时为 IPRA 模式在节水生态、经济效益等评价方面提供理论依据。

关键词 池塘内循环流水养殖;大口黑鲈(*Micropterus salmoides*);氮磷收支;养殖效果

中图分类号 S965.1 doi: 10.11693/hyhz20200900242

池塘内循环流水养殖(inner-pond raceway aquaculture, IPRA)简称“跑道养殖”,于 2013 年通过美国大豆出口协会引入我国,是传统常规池塘养殖(usual pond aquaculture, UPA)模式经过工程化改造,形成高密度循环水养殖水槽和池塘生态净水区相结合的新型复合养殖系统,是对传统池塘养殖的革命性改变(Brown *et al.*, 2011, 2014)。与 UPA 相比,IPRA 养殖技术具有水资源利用效率高、养殖水体水质好和操作方便的优点,因此近年来在我国各地得到普遍应用,是有效解决当前水产养殖问题的新型养殖模式之一。

据不完全统计,截至 2019 年底,全国建成的池塘 IPRA 养殖系统就有 2000 条以上,推广面积近 2700 hm^2 。国内已开展了 IPRA 系统养殖草鱼(*Ctenopharyngodon idella*)(王浩伟, 2015)、鳊鱼(*Siniperca chuatsi*)(钱克林等, 2017)、青鱼(*Mylopharyngodon piceus*)(邹礼根等, 2018)、花鲈(*Lateolabrax japonicus*)(王力等, 2018)、大口黑鲈(*Micropterus salmonides*)(原居林等, 2018a, b)、黄颡鱼(*Pelteobagrus fulvidraco*)(刘梅等, 2019)以及罗非鱼(*Oreochromis mossambicus*)(阴晴朗等, 2019)等多个品种

* 国家重点研发计划项目, 2020YFD0900105 号; 浙江省农业重大技术协同推广项目, 2020XTTGSC01 号; 湖州公益性重点应用研究项目, 2019GZ17 号; 浙江省省属院所扶持专项, 2021YSZX006 号。刘梅, 博士, 助理研究员, E-mail: liumei@zju.edu.cn

通信作者: 原居林, 高级工程师, E-mail: yuanjulin1982@126.com

收稿日期: 2020-09-01, 收修改稿日期: 2020-12-07

试验, 相关研究主要从水质改善、病害防治、驯化技巧、市场效益等方面进行了总结分析(马立鸣等, 2016; 唐仁军等, 2017)。经过本团队近几年的 IPRA 养殖探索, 已证明大口黑鲈是最适宜养殖的主要品种之一, 取得了较好的生态和经济效益。目前原居林等(2018a)对两种不同模式养殖的大口黑鲈生长性能、形体指标和肌肉营养成分进行研究; 王裕玉等(2019)研究证实 IPRA 水槽高密度养殖不影响大口黑鲈的正常生长。

在水产养殖过程中, 氮、磷是池塘物质循环的基础, 能够直接影响池塘水体中浮游植物的群落结构(郝俊等, 2016; 张雷鸣等, 2020), 能够直接反映水体中营养物质的积累(Zhang *et al.*, 2018)。养殖系统内氮磷收支及氮磷的利用率常作为评价养殖模式优劣的重要指标(Serpa *et al.*, 2012), 并且氮磷收支可以量化养殖水体和底泥的潜在污染水平(皮坤等, 2018)。目前国内外对不同养殖类型和不同养殖模式池塘的氮磷收支进行了较全面的研究, 如李金亮等(2010)、周玲(2010)以及高杉等(2011)分别对凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*)、罗非鱼、牙鲆(*Paralichthys olivaceus*)和贝类混养池塘进行氮磷收支研究。但是关于 IPRA 其养殖过程中氮磷收支研究尚未见报道, 还是停留在直观的节水环保概念中, 缺乏系统的监测与数据分析。

因此, 本文以大口黑鲈为研究对象, 通过对 IPRA 和 UPA 模式的氮、磷收支及养殖效果进行对比分析, 阐明两种模式的生态特征及营养物质的来源与归宿, 合理评价 IPRA 的经济与生态效益, 为今后更好地开展 IPRA 水质管理和科学养殖提供数据支撑, 对于水产养殖绿色发展和养殖模式转型升级具有重要参考作用。

1 材料与方法

1.1 实验地点

在浙江省湖州市南浔区勤劳村现代渔业园区选取本实验所需的两种养殖模式。其中, 选择 3 个水域面积约 2.0 hm² 的 IPRA 模式池塘, 每个池塘安装有三条流水养殖槽, 生态净水区投放鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)等滤食性鱼类, 水面利用生态浮床种植铜钱草(*Hydrocotyle vulgaris*)、狐尾藻(*Myriophyllum verticillatum* L.)等耐低温水生植物, 并配有 4 台水车式增氧机(2.0 kW·h/台), 如图 1 所示。UPA 池塘面积约 0.5 hm², 共选 3 个池塘, 每个配有 1 台水车式增氧机(2.0 kW·h/台), 确保两种养殖模式单位面积水面增氧机功率基本一致, 平均为 4.0 kW·h/hm²。

其中, IPRA 循环水槽主体采用玻璃钢, 规格为(长 25.0 m×宽 16.0 m×深 2.5 m), 由 3 条独立水槽组成, 每条水槽的规格为(长 22.0 m×宽 5.0 m×深 2.5 m), 集污槽在流水槽后部, 规格为(长 16.0 m×宽 3.0 m×深 2.5 m)。水槽后端设有生物栅, 即在水槽后端 10—20 m 处种植一定面积的盆栽荷花, 通过水生植物的根部吸收和茎叶的拦截, 达到有效减少不同形态内源氮磷的集中释放, 降低外塘水质净化压力。另外, 池塘靠近水槽的一侧建有 1 个集污池, 规格为长(6.0 m×宽 3.0 m×深 2.0 m), 连接 1 条(长 20.0 m×宽 0.6 m×深 0.5 m)的过滤渠, 过滤渠内铺设火山石滤料。池塘循环水槽养殖系统设备主要有 3 套气提式推水增氧系统, 1 套底层增氧系统, 1 套吸污系统组成。

1.2 养殖管理

在平均水深为 2.0 m 的 IPRA 和 UPA 池塘放养规格为(8.52±1.2) g 的已驯食好的健康大口黑鲈苗种, 使两种模式养殖密度保持一致, 均为 37500 尾/hm², 其中 IPRA 模式大口黑鲈平均分布在 3 条水槽中; 两种模式均投放规格为(35.0±7.5) g 的鲢、鳙鱼种, 使两种模式中鲢、鳙鱼密度保持一致, 鲢、鳙鱼密度分别为 1500 尾/hm² 和 350 尾/hm², 其中 IPRA 鲢、鳙投放到生态净水区, 实验期间水位保持在(2.0±0.1) m。两种模式每天 6:00、12:00、18:00 时投喂三次饲料, 最初投喂的日饵料量约占鱼总体重的 2%—3%, 以后视前一天的摄食量和天气情况作适当调整, 并做好相关生产记录。IPRA 养殖槽内底增氧 24 h 运行(除喂食外), 推水设备一般在 1:00—18:00 运行, 当喂食时关闭推水装置, 喂食结束 20 min 后再开启; 生态净水区增氧机一般每天 1:00—9:00、14:00—22:00 增氧, UPA 增氧时间与 IPRA 生态净水区一致, 同时根据天气情况调整充气时间与时长。IPRA 每次在投喂结束 40 min 后开启养殖槽后端配的吸污设备 30 min, 以最大程度地将粪便和残饵转移出水体。IPRA 整个实验期间除根据需要补充因蒸发及渗透而丢失的水以外, 一直不换水, UPA 则根据天气及水环境状况进行适当换排水。养殖试验从 2019 年 4 月 12 日开始在水槽内进行鲈鱼苗驯食, 驯食成功后于 5 月 31 日进行投放, 于 2019 年 12 月 31 日结束, 试验结束时, IPRA 组大口黑鲈平均体重为(453.28±12.42) g, UPA 对照组平均体重为(498.22±15.35) g。试验所用配合饲料购自浙江联兴饲料科技有限公司, 其干物质主要成分: 粗蛋白质 43.25%±0.29%、粗脂肪 6.24%±0.72%、粗纤维 5.12%±0.26%、灰分 15.21%±0.18%。

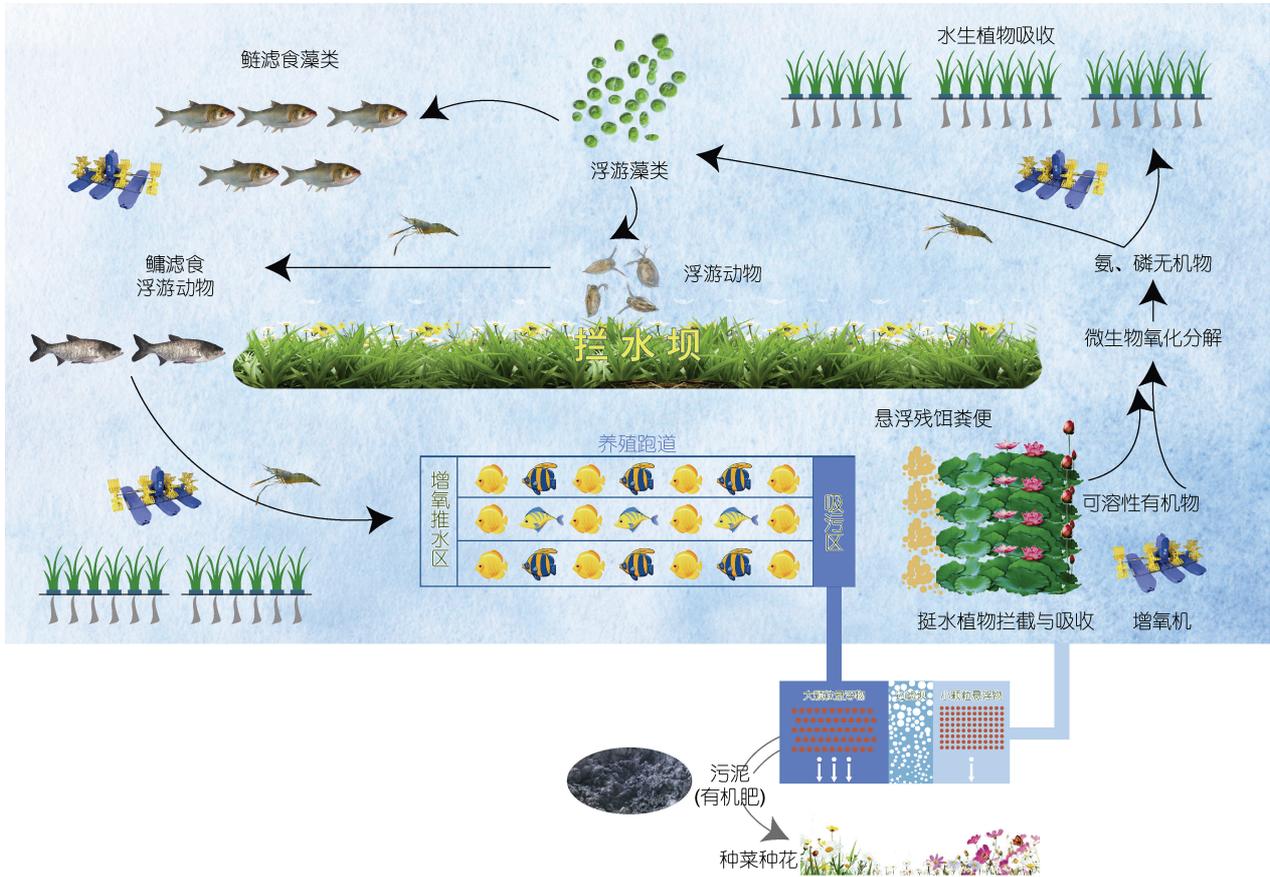


图 1 IPRA 示意图

Fig.1 Schematic diagram of IPRA

1.3 水样的采集和氮、磷含量的测定

根据以往对 IPRA 不同位置的水质的检测发现, 图 2a 中红色三角形采样点处为水质变化明显处, 因此选取该处为水质采样点。UPA 模式采用五点采样法采集水样, 如图 2b 所示。IPRA 模式三条养殖槽中 1-1、1-2、1-3 的水质求平均值后作为养殖槽的水质与 UPA 进行比较。另外, 根据水质实际监测情况, IPRA 中采样点 2—4 处水质平均值作为养殖槽后端水质, 采样点 5—7 处水质平均值作为养殖槽前端水质。每隔 15 d, 采取每个采样点上、中、下层水样混合的方法采集水样 500 mL。

IPRA 池塘配有生态净水区, 因此在养殖期间不进行大规模换水, 只在高温期进水 2 次, 每次 0.2 m 深的水体, 养殖结束不需排干池塘, 可继续使用两个养殖周期实现不排水。UPA 在养殖期间排水 3 次, 每次排水 0.2 m, 进水 4 次, 每次进水 0.2 m, 养殖结束时排干池塘。采集每次排水和进水水样并测定其总氮总磷。养殖期间, 采用直径 50 cm 的圆筒在该渔业园区收集每次降雨的雨水, 混匀后测定其总氮总磷, 养

殖期间总降雨量来自湖州市气象局。

水质监测指标包括溶解氧、水温、pH、总氮、总磷、 COD_{Mn} 、氨氮、亚硝态氮。其中, 水温、pH、溶解氧现场采用哈希 HQ40D 便携式水质测定仪测定, 总氮、总磷、 COD_{Mn} 、氨氮、亚硝态氮的测定需将水样冷藏带回实验室后, 按照《水和废水监测分析方法》(国家环境保护总局, 2002)测定: 总氮采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法(GB 11894-89)测定; 总磷采用钼酸铵分光光度法(GB 11893-89)测定; 氨态氮采用纳氏试剂比色法(GB 7479-87)测定; 硝态氮采用酚二酸分光光度法(GB 7480-87)测定; 亚硝态氮采用盐酸萘乙二胺分光光度法(GB7493-87)测定; COD_{Mn} 采用酸性高锰酸钾法(GB/T 11892)测定。

1.4 底泥的采集和氮、磷含量的测定

在养殖开始和结束时用柱状采泥器采集两种模式底泥样品, 测量沉积物厚度并测定其总氮和总磷, 总磷采用碱熔-钼锑抗比色法(HJ 632-2011)测定, 总氮采用元素分析仪(Vario ELIII, 德国)测定。

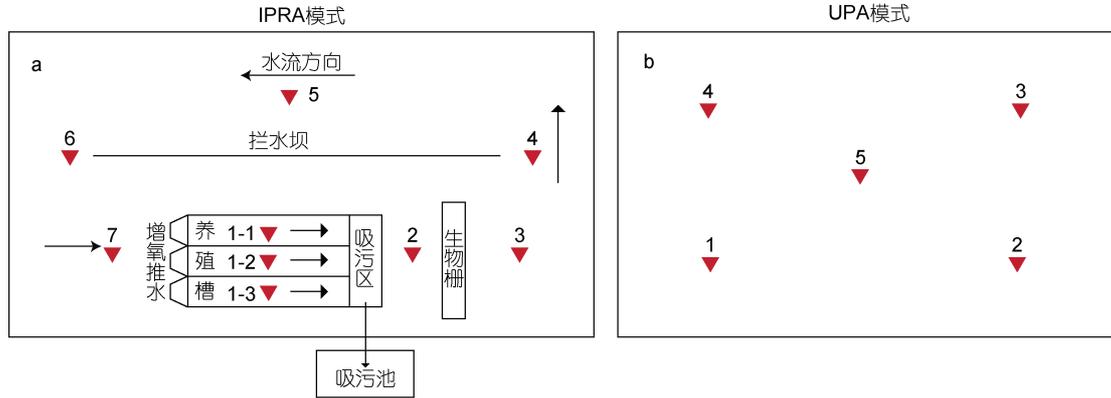


图 2 IPRA 和 UPA 池塘水质采样点示意图(红色三角形代表水样采样点)

Fig.2 Schematic diagram of pond water sampling points in two modes (red triangles represent water sampling points)

如图 3 所示, IPRA 水体循环流动, 其底泥沉积不同于 UPA, 因此本研究将环形养殖底泥从吸污设备后段开始模拟拉直后选取采样点。吸污设备后端至生物栅之间沿同一水平线每隔 1 m 进行底泥采样, 共采集 6 个, 即采样点 1—6。采样点 7 距离吸污设备 25 m, 采样点 8 距离吸污设备 65 m, 采样点 9 位于拦水坝与池塘右侧岸边中间位置, 采样点 10 和 11 分别距离池塘右侧岸边 80 m 和 140 m, 采样点 12 与采样点 9 位置相对称, 采样点 13、14 分别距离池塘左侧岸边 25 m 和 65 m。如图 3b 所示, 采用五点采样法采取 UPA 池塘底泥, 厚度采用五点平均值。

IPRA 各采样点养殖结束时底泥厚度如图 4 所示。吸污槽后端, 生物栅前面 6 m 处, 即采样点 1—6, 底泥厚度显著高于 UPA 模式($P<0.05$); 生物栅 20 m 之后底泥厚度降低至(13.75±0.15) cm, 拦水坝之后的采样点 9—13 底泥厚度显著低于 UPA 模式($P<0.05$)。

因此, 根据不同位置底泥的氮、磷含量和沉积物厚度, 将 IPRA 分割成 12 个区域, 进行整个池塘底泥

氮磷总量的计算, 分割区域如图 5 所示。UPA 模式 5 个采样点底泥厚度差异较小, 故采用五个采样点的平均氮磷含量和平均厚度计算整个池塘氮磷沉积量。根据每个区域的面积和底泥厚度计算出每区域底泥的体积, 再根据底泥的容重计算各区域底泥的重量, 继而得到底泥中的氮磷含量。

1.5 饲料及生物制剂的采集和氮、磷含量的测定

准确记录不同养殖时期对应的不同型号的饲料投喂量, 并收集不同型号的大口黑鲈膨化饲料各 1 kg, 氮磷含量的测定采用原子发射光谱法(NY/Y 3318-2018)中的方法, 即样品经干灰化后, 待测液导入发射光谱仪(ICP AES)中测定。采集养殖过程中使用的过磷酸钙和氨基酸生物制剂各 1 kg, 采用自动分析仪测定法(GB/T 22923-2008)中的方法测定总氮和总磷。

1.6 渔获物的采集和氮、磷含量的测定

采集两个模式池塘放养时的鱼苗和收获时的商品鱼, 鱼苗投放时是相同一批, 因此采集 10—25 尾

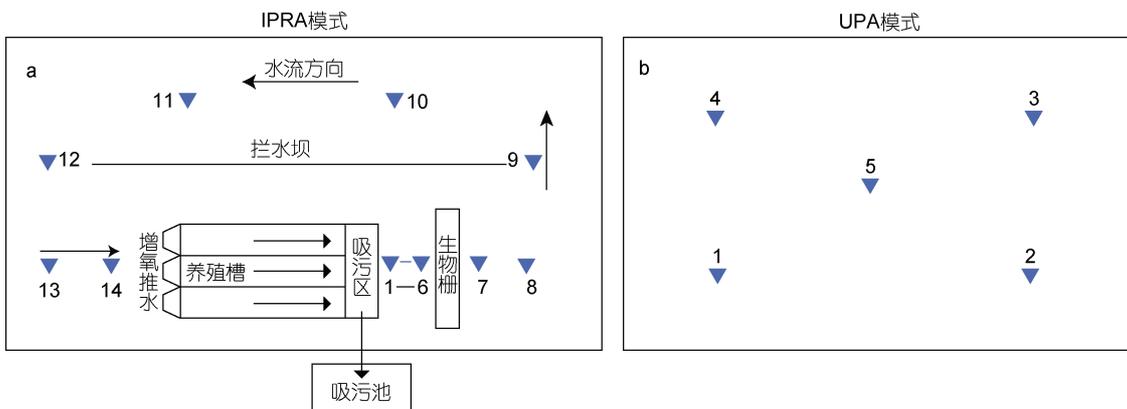


图 3 IPRA 和 UPA 池塘底泥采样点示意图(蓝色三角形标志代表底泥采样点)

Fig.3 Schematic diagram of pond sediment sampling points in IPRA and UPA (blue triangles represent sediment collection points)

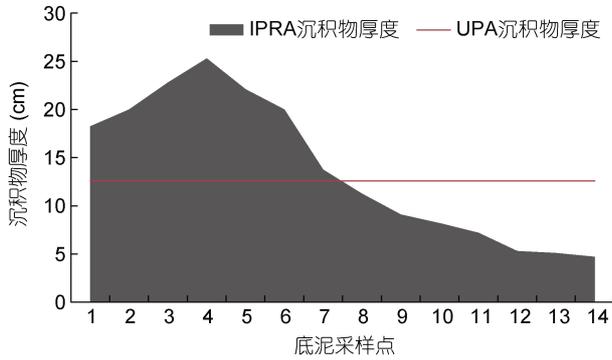


图 4 IPRA 和 UPA 底泥采样点对应厚度图

Fig.4 Corresponding thickness of sediment sampling points in IPRA and UPA

鱼苗; 养殖结束采集 IPRA 池塘的每条养殖槽和 UPA 池塘各 6 尾商品鱼, 同时采集鲢、鳙鱼各 6 尾, 冷藏带回实验室测定。依据国家标准——食品中蛋白质的测定(GB 5009.5-2016)进行总氮和总磷的测定。

1.7 IPRA 模式水生植物氮、磷含量测定

在养殖开始和结束采集各品种水生植物 5 kg, 采用“NY/T2017-2011 植物中氮、磷、钾的测定”中规定

的方法, 即用鼓风箱赶尽水分, 植物样品粉碎机粉碎后过 40 目筛混匀, 凯氏定氮仪法测定总氮, 钼锑抗吸光光度法测定总磷。

1.8 计算方法

1.8.1 氮磷收支的计算 采用物料平衡原理计算两种养殖模式池塘氮、磷收支。

$$N(P)_{INPUT} = W_{in} + A_{in} + B + M + R + H_{in} + F, \quad (1)$$

$$N(P)_{OUTPUT} = W_{out} + A_{out} + H_{out} + M(S) + E, \quad (2)$$

式(1)中, W_{in} 为通过池塘初始水体和换水输入的氮、磷(kg/hm²); A_{in} 为通过放养鱼苗输入的氮、磷(kg/hm²); B 为通过饵料输入的氮、磷(kg/hm²); M 为通过生物制剂输入的氮、磷(kg/hm²); R 为降雨输入的氮、磷(kg/hm²); H_{in} 为水生植物输入的氮、磷(kg/hm²); F 为生物肥料形式输入的氮、磷。式(2)中, W_{out} 为通过末期水体和排水输出的氮、磷(kg/hm²), A_{out} 为通过渔获物输出的氮、磷(kg/hm²); H_{out} 为通过水生植物输出的氮、磷(kg/hm²); M 为底泥沉积输出的氮、磷(kg/hm²); S 吸污输出的氮、磷(kg/hm²); E 为其他形式输出的氮、磷(kg/hm²)。

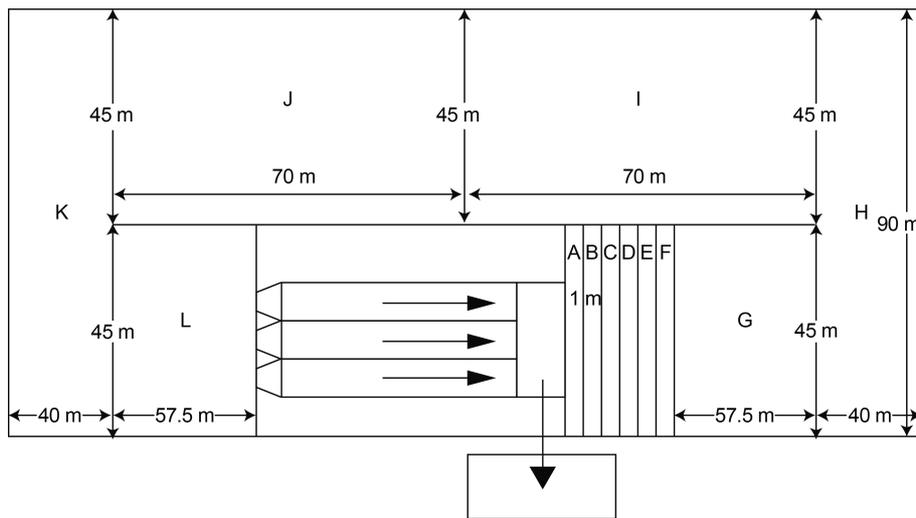


图 5 IPRA 底泥区域分割图

Fig.5 Segmentation graph of sediment in IPRA

1.8.2 两种模式氮、磷利用率计算 收获商品鱼的氮、磷总含量占池塘氮、磷总输入量的比例称作氮、磷的绝对利用率, 而收获商品鱼的氮、磷总含量占饲料输入氮、磷总量的比例称作氮、磷的相对利用率 (Zhang *et al*, 2018)。

$$\text{氮的绝对利用率} = N_h / N_{in} \times 100\%, \quad (3)$$

$$\text{氮的相对利用率} = N_h / N_f \times 100\%, \quad (4)$$

$$\text{磷的绝对利用率} = P_h / P_{in} \times 100\%, \quad (5)$$

$$\text{磷的相对利用率} = P_h / P_f \times 100\%, \quad (6)$$

式中, N_h 为收获大口黑鲈的总含氮量(kg/hm²), N_{in} 为池塘氮输入总量(kg/hm²), N_f 为投喂饲料的总含氮量(kg/hm²), P_h 为收获大口黑鲈的总含磷量(kg), P_{in} 为池塘磷输入总量(kg/hm²), P_f 为投喂饲料的总含磷量(kg/hm²)。

1.8.3 两种模式耗水系数、排水系数和氮、磷排污系数计算 耗水系数指生产 1 kg 的水产品所消耗的

水资源量(m^3/kg); 排水系数定义为单位面积向外界水体排放的养殖尾水(m^3/hm^2); 氮、磷排污系数指生产 1 kg 的水产品向外界水体排放的氮、磷量(g/kg)。

$$\text{耗水系数} = V_{in}/M \times 100\%, \quad (7)$$

$$\text{排水系数} = V_{out}/A \times 100\%, \quad (8)$$

$$\text{排污系数} = W_{out}/M \times 100\%, \quad (9)$$

式中, V_{in} 为池塘初始水体和累计换入水量(m^3); M 为池塘养殖产量(kg); V_{out} 为养殖结束时外排的水体和累计换出水量(m^3); A 为养殖池塘面积(hm^2)。

1.9 统计分析

采用 Excel 2010 和 SPSS 20.0 数据分析软件对试验结果进行图表绘制和统计分析, 时间变化差异和空间变化差异用单因素方差分析(One-way ANOVA), 方差分析前先进行方差齐性检验, 以 $P < 0.05$ 作为差异显著水平。

2 结果

2.1 池塘氮、磷收支分析

养殖试验期间两种模式的氮、磷收支估算见表 1。

UPA 的氮、磷输入项目主要包括饲料、放养鱼苗、养殖初的水体、降雨和养殖期间换水, 而 IPRA 的氮、磷输入除了这五项外还包括水生植物的氮、磷输入。饲料是池塘氮、磷的主要输入方式, 分别占 IPRA 和 UPA 总氮输入的 $95.02\% \pm 2.31\%$ 和 $94.57\% \pm 1.82\%$, 占总磷输入的 $93.19\% \pm 2.75\%$ 和 $91.81\% \pm 4.44\%$ 。其次是养殖初始水体的输入, 分别占 IPRA 和 UPA 氮输入的 $3.12\% \pm 0.17\%$ 和 $3.20\% \pm 0.25\%$, 占磷输入的比例分别为 $4.36\% \pm 0.31\%$ 和 $4.36\% \pm 0.38\%$ 。放养鱼苗的氮磷输入, 分别占 IPRA 和 UPA 氮输入的 $0.49\% \pm 0.04\%$ 和 $0.50\% \pm 0.036\%$, 磷输入的占比分别为 $0.42\% \pm 0.03\%$ 和 $0.46\% \pm 0.03\%$; 生物制剂占 IPRA 氮、磷输入的 $0.40\% \pm 0.03\%$ 和 $3.74\% \pm 0.30\%$, 占 UPA 的 $0.54\% \pm 0.04\%$ 和 $4.87\% \pm 0.42\%$; 水生植物和降水输入的氮、磷占 1.0% 以下。

UPA 的氮、磷输出项目主要包括底泥沉积、渔获物、养殖末期水体和其他支出, 而 IPRA 的氮、磷输出除了这五项外还包括水生植物和吸污输出氮、磷。氮、磷支出项目中, 底泥沉积是池塘氮、磷最主要的

表 1 两种养殖模式氮、磷收支估算
Tab.1 Budgets of nitrogen and phosphorous in two modes

养殖模式	指标	氮、磷输入项目							
		饲料	大口黑鲈苗种	鲢、鳙苗种	初始水体	水生植物	进水	降雨	生物制剂
IPRA	总氮(kg/hm^2)	1204.85±29.11	4.85±0.27	1.36±0.25	39.6±2.16	3.84±0.29	3.90±0.25	4.58±0.34	5.05±0.39
	占比(%)	95.02±2.31	0.38±0.02	0.11±0.02	3.12±0.17	0.30±0.02	0.31±0.02	0.36±0.03	0.40±0.03
	总磷(kg/hm^2)	275.63±8.12	0.37±0.02	0.89±0.06	4.36±0.31	1.30±0.11	0.75±0.06	1.38±0.09	11.07±0.89
	占比(%)	93.19±2.75	0.12±0.01	0.30±0.02	1.47±0.10	0.44±0.04	0.25±0.02	0.47±0.03	3.74±0.30
UPA	总氮(kg/hm^2)	1169.23±22.45	4.85±0.34	1.36±0.11	39.60±3.1	/	10.01±0.89	4.58±0.36	6.72±0.47
	占比(%)	94.57±1.82	0.39±0.03	0.11±0.01	3.20±0.25	/	0.81±0.07	0.37±0.03	0.54±0.04
	总磷(kg/hm^2)	244.17±11.82	0.37±0.02	0.89±0.06	4.36±0.38	/	1.89±0.17	1.38±0.11	12.94±1.12
	占比(%)	91.81±4.44	0.14±0.01	0.32±0.02	1.64±0.14	/	0.73±0.06	0.49±0.04	4.87±0.42
养殖模式	指标	氮、磷输出项目							
		底泥沉积	大口黑鲈	鲢、鳙	末期水体	水生植物	吸污	排水	其他
IPRA	总氮(kg/hm^2)	572.64±16.64	448.75±11.33	29.67±2.12	81.15±5.61	2.03±0.13	119.45±8.65	/	14.33±0.81
	占比(%)	45.16±1.31	35.39±0.89	2.34±0.17	6.40±0.44	0.16±0.01	9.42±0.68	/	1.14±0.06
	总磷(kg/hm^2)	119.13±9.44	63.35±4.89	12.07±0.91	22.24±1.66	0.74±0.04	67.61±4.52	/	10.64±0.72
	占比(%)	40.28±3.19	21.42±1.65	4.08±0.31	7.52±0.56	0.25±0.01	22.86±1.53	/	3.59±0.33
UPA	总氮(kg/hm^2)	667.37±17.92	408.45±10.27	25.13±1.32	95.04±7.11	/	/	25.20±1.34	15.18±0.88
	占比(%)	53.98±1.45	33.04±0.98	2.03±0.11	7.69±0.57	/	/	2.04±0.11	1.23±0.07
	总磷(kg/hm^2)	158.43±11.83	45.27±3.41	10.00±0.79	31.65±2.12	/	/	13.14±1.13	7.47±0.58
	占比(%)	59.59±4.45	17.02±1.28	3.76±0.30	11.90±0.80	/	/	4.94±0.42	2.81±0.22

支出方式, IPRA 底泥氮、磷支出分别为 $45.16\% \pm 1.31\%$ 和 $40.28\% \pm 3.19\%$, 显著低于 UPA 的 $53.98\% \pm 1.45\%$ 和 $59.59\% \pm 4.45\%$ ($P < 0.05$)。其次, IPRA 渔获物氮支出的比例为 $37.73\% \pm 0.91\%$, 高于 UPA 氮支出 $35.07\% \pm 0.99\%$, IPRA 渔获物磷支出的比例为 $25.50\% \pm 1.77\%$, 显著高于 UPA 磷支出的 $20.78\% \pm 1.33\%$ ($P < 0.05$)。IPRA 和 UPA 中有 $6.40\% \pm 0.44\%$ 和 $7.69\% \pm 0.57\%$ 的氮以末期水体的形式输出, 有 $7.52\% \pm 0.56\%$ 和 $11.90\% \pm 0.80\%$ 的磷以末期水体形式支出。另外, IPRA 中特有的吸污装备将 $9.42\% \pm 0.68\%$ 的氮和 $22.86\% \pm 1.53\%$ 的磷移出养殖池塘。

2.2 两种模式池塘氮、磷利用率比较

两种模式渔获物氮磷含量差异变化较大, 至养

殖结束时, IPRA 大口黑鲈氮磷含量分别为 (2.90 ± 0.21) 和 (0.41 ± 0.01) g/100g, 显著高于 UPA 氮磷含量 ($P < 0.05$) (表 2)。两种模式养殖池塘氮、磷绝对利用率和相对利用率见表 3, IPRA 氮的绝对利用率为 $37.73\% \pm 1.31\%$, 高于 UPA 的 35.07% , 但差异不显著 ($P > 0.05$), IPRA 磷的绝对利用率为 $25.51\% \pm 0.92\%$, 显著高于 UPA 的 $20.78\% \pm 0.80\%$ ($P < 0.05$); IPRA 氮的相对利用率为 $39.89\% \pm 1.20\%$, 高于 UPA 的 $37.01\% \pm 1.23\%$, 磷的相对利用率为 $28.60\% \pm 1.11\%$, 显著高于 UPA 的 $22.64\% \pm 0.92\%$ ($P > 0.05$), IPRA 的饵料系数 1.05 ± 0.07 高于 UPA 的 0.97 ± 0.06 , 但两者差异不显著 ($P > 0.05$)。

表 2 两种模式养殖开始鱼体重量及氮、磷含量
Tab.2 Nitrogen and phosphorus contents of fish harvesting in IPRA and UPA

养殖模式	养殖品种	养殖开始		养殖结束	
		鱼体总氮含量(g/100g)	鱼体总磷含量(g/100g)	鱼体总氮含量(g/100g)	鱼体总磷含量(g/100g)
IPRA	大口黑鲈	2.87±0.20	0.22±0.02	2.90±0.21	0.41±0.01
	鲢、鳙	2.02±0.22	0.53±0.03	2.20±0.22	0.89±0.01
UPA	大口黑鲈	2.87±0.20	0.22±0.02	2.65±0.19	0.31±0.05
	鲢、鳙	2.02±0.22	0.53±0.03	2.19±0.23	0.92±0.03

表 3 两种模式池塘氮、磷利用率(%)
Tab.3 TN and TP utilization efficiency of harvested products for IPRA and UPA

养殖模式	绝对利用率(%)		相对利用率(%)		饵料系数
	氮	磷	氮	磷	
IPRA	37.73±1.3	25.51±0.9 ^a	39.89±1.2	28.60±1.1 ^a	1.05±0.07
UPA	35.07±1.1	20.78±0.8 ^b	37.01±1.2	22.64±0.9 ^b	0.97±0.06

注: 表中同列数据肩标不同字母表示差异显著($P < 0.05$), 下同

2.3 两种模式排水系数和排污系数比较

两种模式耗水系数和排水系数见表 4, IPRA 产量低于 UPA, 差异不显著 ($P > 0.05$), 其耗水系数和排水系数均显著低于 UPA ($P < 0.05$)。两种模式单位面积/产量输

出到外界水体中的氮磷含量见表 5, UPA 单位养殖面积氮磷排放量及排污系数均显著低于 IPRA ($P < 0.05$), IPRA 的氮磷排放量是 UPA 四倍以上, 其排污系数是 IPRA 的四倍以上, 差异极显著 ($P < 0.01$)。

表 4 两种养殖模式耗水系数和排水系数比较
Tab.4 Comparison of water consumption for IPRA and UPA modes during aquaculture periods

养殖模式	面积(hm ²)	产量(kg/hm ²)	耗水系数(m ³ /kg)	排水系数(m ³ /hm ²)
IPRA	2.00	14681.20±279.90	1.63±0.02 ^a	7333.00*±152.50 ^a
UPA	0.50	15424.50±343.80	1.85±0.04 ^b	28001.00±457.90 ^b

注: 以 IPRA 模式三个养殖周期整体换水一次为标准, “*”为 IPRA 模式一个养殖周期的平均分配排水量

表 5 两种养殖模式单位产量排污系数比较
Tab.5 Comparison of nitrogen and phosphorus output per unit production between two modes

养殖模式	氮排放量(kg/hm ²)	磷排放量(kg/hm ²)	单位产量氮排污系数(g/kg)	单位产量磷排污系数(g/kg)
IPRA	27.05*±1.87 ^a	7.41*±0.55 ^a	1.84±0.13 ^a	0.50±0.06 ^a
UPA	120.24±8.45 ^b	44.79±3.46 ^b	7.80±0.43 ^b	2.90±0.16 ^b

注: 以 IPRA 模式三个养殖周期整体换水一次为标准, “*”为 IPRA 模式一个养殖周期的平均分配排放量

2.4 两种养殖模式养殖经济效益

两种模式养殖成本如表 6 所示。IPRA 的推水设备和吸污设备使 IPRA 电费高于 UPA, IPRA 整个系统建设费用为 24 万元, 使用年限为 10 年, 则每年的设备折旧费用为 1.2 万元/hm², IPRA 更便于投喂和捕捞, 因此人工费用低于 UPA。其他费用包括生物制剂、鱼药费用以及 IPRA 对设施的维护费用。

两种模式养殖收益见表 7。IPRA 虽然成本有所增加, 但是其养殖大口黑鲈因其营养品质高, 受到消费者青睐, IPRA 大口黑鲈单价(28 元/kg)高于 UPA 单价(23 元/kg), 价格优势明显, 同时便于管理捕捞, 降低了人工成本, 因此 IPRA 利润显著高于 UPA($P<0.05$), IPRA 利润率为 53.96%±2.21%。

3 讨论

3.1 两种养殖模式的氮、磷输入差异

本研究结果说明饲料是池塘氮、磷输入的主要来源, 其次是初始养殖水体。这与刘朋(2012)得出的草鱼-鲢-凡纳滨对虾养殖系统中, 氮磷输入首先是饲料, 占比分别为 87.03%—90.45%和 90.06%—91.13%, 其

次是水体的结果一致, 目前已有较多类似养殖系统氮磷输入的研究结论报道(李金亮等, 2010)。在养殖密度相同的情况下, IPRA 饲料输入氮、磷占比大于 UPA, 其原因主要是 IPRA 系统中的大口黑鲈长期处于运动状态, 需要消耗大量能量, 因此需要摄入更多的饲料维持正常代谢和生长(Yuan *et al.*, 2019), 本试验中 IPRA 饵料系数高于 UPA 也证实这一点。养殖初始水体分别占 IPRA 和 UPA 氮总输入的 3.12%±0.17%和 3.20%±0.25%, 总磷输入 4.36%±0.31%和 4.36%±0.38%, 这与 Thakur 等(2003)对精养虾塘的氮、磷输入中, 养殖初始水体输入氮、磷分别占池塘氮、磷总输入的 3.9%和 2.12%的结果一致。放养鱼苗输入的氮、磷占池塘氮、磷总输入的比例由于放养鱼苗的种类和放养规格不同而存在差异(钟全福, 2019), 高杉等(2011)的研究结果发现不同放养规格牙鲈池塘放养鱼苗氮、磷输入占总输入的比例不同。降雨输入的氮、磷占比都很小, 都小于 1%, 与相关研究结果一致, 如魏宝成等(2018)比较了传统池塘、分隔式池塘和序批式池塘氮磷收支情况, 其中降雨氮输入占 3.39%—4.03%, 磷输入占 0.49%—0.86%。

表 6 两种养殖模式养殖成本比较
Tab.6 The cost structure of the two aquaculture modes

养殖模式	养殖成本(万元/hm ²)							总计
	苗种费	饲料费	电费	塘租费用	人工费用	设备折旧费	其他费用	
IPRA 模式	4.50	15.45	3.00	1.80	0.25	1.20	0.50	26.70
UPA 模式	4.50	14.69	1.50	1.80	0.50	0.00	0.80	23.79

表 7 两种养殖模式经济效益比较
Tab.7 The profits of the two aquaculture modes

养殖模式	产量(kg/hm ²)	价格(元/kg)	收入(万元/hm ²)	利润(万元/hm ²)	成本利润率(%)
IPRA	14681.24±279.90	28.00*	41.11*±0.73 ^a	14.41±1.13 ^a	53.96±2.21 ^a
UPA	15424.50±343.80	23.00	35.48±0.79 ^b	11.69±1.02 ^b	49.12±2.05 ^b

注: 为 2019 年 12 月份上市时大口黑鲈塘口价

3.2 两种养殖模式的氮、磷输出差异

两种模式中底泥沉积和渔获物是氮、磷支出的主要方式。本实验底泥沉积分别占 IPRA 和 UPA 氮支出的 45.16%±1.31%和 53.98%±1.45%, 占磷支出的 40.28%±3.19%和 59.59%±4.45%, 这与常杰等(2006)的实验结果氮、磷在沉积物中的支出分别占了氮、磷总支出的 40.28%±3.19%和 59.59%±4.45%较一致, 与钟全福(2019)的试验结果氮、磷在沉积物中的支出分别占氮、磷总支出的 50%左右类似, 说明 IPRA 符合一般池塘养殖氮、磷支出规律。IPRA 以底泥沉积方

式支出的氮、磷所占比例显著低于 UPA 支出的比例, 主要是由于 IPRA 种植水生植物对氮、磷的吸收利用以及配备的吸污装备将部分残饵粪便移出养殖水体。另一方面, 两种模式底泥沉积占总磷支出的比例大于占总氮支出的比例, 这主要是因为养殖水体中颗粒态有机磷含量占总磷 50%以上, 易于沉积在底泥中, 且可溶性无机磷易被底泥中铁、铝或钙、镁离子等吸附固定, 生成单独固相的磷酸铁、磷酸铝或磷酸钙盐等难溶于水的化合物而被固定在底泥中(刘小莉, 2013; 杨平等, 2017)。IPRA 吸污方式占磷输出的

22.86%±1.53%，高于占氮输出的 9.42%±0.68%，主要是由于养殖过程中磷的形态主要是颗粒态磷，易于被吸污泵移出养殖水体。

氮、磷支出的主要方式中，渔获物分别占 IPRA 和 UPA 氮支出的 37.73%±0.91%和 35.07%±0.99%，占磷支出的 25.50%±1.77%和 20.78%±1.33%。李卓佳等(2012)研究的对虾单养组养殖生物占氮、磷总输出分别为 22.4%和 10.5%，混养组养殖生物占氮、磷总输出分别为 36.0%—47.0%和 14.8%—18.1%，与本文结果相似。养殖期间两种模式氮、磷有一定程度的损失，渗漏可能是池塘氮、磷流失的原因，另外反硝化作用产生的氮气和氨等气体挥发的脱氮作用也可造成氮的损失(陈明海等, 2015)，尤其是养殖高温期的硝态氮含量较高，微生物活动强烈，为反硝化作用提供了有利条件(Jiang *et al*, 2008; 皮坤等, 2018)。

3.3 两种养殖模式的氮、磷利用率差异

很多研究表明，UPA 氮磷利用率较低，如 Green 等(1995)的结果表明精养模式池塘下罗非鱼对投入饲料的氮磷利用率分别为 18.0%—21.0% 和 16.0%—18.0%；董佳(2013)对三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)和凡纳滨对虾(*Penaeus vannamei*)混养系统的氮、磷收支研究表明，氮的利用率为 8.7%—24.4%，磷的利用率为 14.1%—18.9%；陈明海等(2015)对放养鲫鱼(*Carassius auratus auratus*)苗规格不同的两个池塘进行氮、磷收支研究表明，仅有 29.73%—31.29%和 9.03%—10.06%的氮、磷营养盐以鲫鱼渔获物的方式产出。本实验中，IPRA 养殖鱼体对氮、磷的相对利用率和绝对利用率高于已有研究结果和本实验中 UPA，说明 IPRA 提高了养殖对象对氮磷的吸收利用率，将氮磷更有效的转化为蛋白质，但是并没有降低饵料系数。其原因分析如下：IPRA 养殖系统相对于 UPA 而言，其对大口黑鲈营养物质代谢的影响主要是与水流速度改变有关。水流对鱼类营养成分的研究国内外较多，但结论不一。Ogata 等(2000)和 Hernández 等(2002)在研究流速对牙鲆(*Paralichthys olivaceus*)和虹鳟(*Oncorhynchus mykiss*)时发现水流速度对两种鱼类的常规营养成分无显著性影响；而朱志明(2014)在分析运动对多鳞四须鲃(*Barbodes schwanefeldi*)肌肉成分影响时发现，运动训练能促进肌肉和肝脏蛋白质沉积但抑制了脂肪沉积；崔凯等(2018)对 IPRA 养殖草鱼研究发现草鱼体型更加完美，且肉质蛋白含量较高，脂肪含量较低。上述两种关于运动方式对鱼类营养成分影响的不同

结论可能与鱼的种类、运动方法、测定的组织、饲料配方等不同有关。本研究前期结果(Yuan *et al*, 2019)与朱志明(2014)的结果相一致，这主要与 IPRA 养殖的大口黑鲈长期处于顶水游泳状态，其运动量增加，代谢速率提高，能量消耗加大，肌肉中原有糖原被大量消耗，致使蓄存的脂肪被分解利用提供能量有关，因此造成脂肪含量降低；同时，运动促进了大口黑鲈蛋白质合成率的提高，蛋白质合成大于分解，因而蛋白质含量有所增加。另外，磷是核酸和磷脂的重要组成部分，运动导致碳水化合物的大量分解而在体内沉积较多磷。因此，本试验 IPRA 系统中大口黑鲈持续运动，需要摄入较多饲料进行代谢提供能量，增加了饵料系数，但是积累了较多蛋白质，从而增加了鱼体氮含量，本研究中 IPRA 中养殖的大口黑鲈其体内氮磷含量显著高于 UPA 也证实了上述解释的合理性。

3.4 生态和经济效益比较

在 UPA 下通过定期的换排水以保证养殖水质，这样造成了大量的水资源消耗，带有大量氮磷营养物质的养殖尾水，并未通过有效处理而直接排放到周边河道，严重影响周围水域环境(Cai *et al*, 2013; Dauda *et al*, 2019)，因此降低养殖期间单位产量和单位面积的耗水量，从源头减少养殖尾水的排放，是改善养殖水环境，提高养殖生态效益的关键措施(Li *et al*, 2020)。本实验中，IPRA 生产单位产量大口黑鲈的耗水量和单位产量氮磷输出量均低于 UPA，其原因有三个：(1) IPRA 养殖鱼体集中在养殖槽内，便于管理，捕捞时不需要排干水进行捕捞，加之饵料集中投喂，残饵粪便便于收集，从而减轻了残饵和排泄物对养殖水质的污染；(2) IPRA 水体可以通过生态净水区滤食性鱼类以及水生植物进行净化；(3) IPRA 只需引入少量水体来维持因水体蒸发造成的水量减少。而 UPA 采用传统的养殖方式在养殖期间需不断换水来维持水质健康(Lemonnier *et al*, 2006)，养殖结束捕捞时也需排干池塘，导致养殖单位水产品的耗水量明显增加。

IPRA 养成的商品鱼因其长期处于游动中，品质有所提升，且能够抵抗运输中的应激反应。邹礼根等(2018)研究发现 IPRA 养殖的青鱼肉质中鲜味氨基酸和 DHA 含量有所升高，脂肪含量下降；刘梅等(2019)比较了野生、常规池塘和 IPRA 模式养殖的黄颡鱼肌肉品种，同样发现 IPRA 模式的肌肉营养品种优于常规池塘，与野生比较接近；另外，本团队已有研究结果表明，IPRA 饱和脂肪酸显著低于 UPA，但单不饱

和脂肪酸和多不饱和脂肪酸显著高于 UPA, IPRA 对于提高大口黑鲈营养品质具有积极作用(原居林等, 2018a)。当前市场上, IPRA 养殖的大口黑鲈由于体型颜色好, 营养品质高, 受到消费者青睐, 因此单价高于 UPA, 但价格优势还不够明显。另外, IPRA 使投喂捕捞更容易, 使 IPRA 的人工费低于 UPA, IPRA 在养殖期间水质优于 UPA, 减少了生物制剂的使用, 且底泥沉积在养殖槽后端 6 m 内, 在清塘时, 能更加省时省力清理 IPRA 池塘沉积物, 减少人工成本。如阴晴朗等(2019)进一步利用该模式开展吉富罗非鱼一年两造养殖, 提高了养殖效益, 实现了资源的高效利用。

4 结论

与 UPA 一样, 饲料是 IPRA 池塘氮、磷输入的主要来源, 底泥沉积是氮、磷输出的主要方式, IPRA 具有集中集污、易于收集的优势, 但后期仍需改进固体废物集污装置以提高收集效率。另外, IPRA 提高了养殖对象对氮、磷的吸收利用率, 其耗水系数、排水系数以及排污系数均显著低于 UPA, 且 IPRA 净利润显著高于 UPA, 具有显著的经济和生态效益, 是一种清洁高效的新型生产模式, 可以进行大面积推广。

参 考 文 献

- 马立鸣, 赵 睿, 范毛毛, 2016. 新型池塘循环流水养殖模式初探. 中国水产, (1): 78—83
- 王 力, 郭水荣, 徐铃威等, 2018. 池塘内循环流水养殖七星鲈和斑点叉尾鲷实例. 水产养殖, 39(3): 4—6
- 王浩伟, 2015. 草鱼池塘循环水养殖系统生态及经济效益分析与评价. 南京: 南京农业大学硕士学位论文, 32—41
- 王裕玉, 徐 跑, 聂志娟等, 2019. 池塘工程化循环水养殖模式下养殖密度对大口黑鲈生长性能和生理指标的影响. 淡水渔业, 49(3): 90—95
- 皮 坤, 张 敏, 李保民等, 2018. 主养草鱼与主养黄颡鱼池塘沉积物—水界面氮磷营养盐通量变化及与环境因子的关系. 水产学报, 42(2): 246—256
- 朱志明, 2014. 运动训练下多鳞四须鲃(*Barbodes schwanefeldi*)肌肉和肝脏糖、脂代谢研究. 广州: 暨南大学博士学位论文, 65—82
- 刘 朋, 2012. 草鱼不同混养系统有机碳、氮和磷收支及变动的初步研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文, 21—33
- 刘 梅, 宓国强, 郭建林等, 2019. 池塘内循环流水养殖模式对黄颡鱼生长性能、形体指标、血清生化指标及肌肉营养成分的影响. 动物营养学报, 31(4): 1704—1717
- 刘小莉, 2013. 草鱼不同养殖模式池塘水环境和沉积物特征性氮磷垂直分布研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文, 11—19
- 阴晴朗, 王志芳, 郭忠宝等, 2019. 池塘循环水槽一年两造养殖吉富罗非鱼的经济和生态效益分析. 南方水产科学, 15(6): 25—33
- 李卓佳, 虞 为, 朱长波等, 2012. 对虾单养和对虾-罗非鱼混养试验围隔氮磷收支的研究. 安全与环境学报, 12(4): 50—55
- 李金亮, 陈雪芬, 赖秋明等, 2010. 凡纳滨对虾高位池养殖氮、磷收支研究及养殖效果分析. 南方水产, 6(5): 13—20
- 杨 平, 金宝石, 谭立山等, 2017. 九龙江河口区养虾塘沉积物-水界面营养盐交换通量特征. 生态学报, 37(1): 192—203
- 邹礼根, 郭水荣, 翁丽萍等, 2018. 两种不同养殖模式对青鱼肌肉营养品质的影响. 宁波大学学报(理工版), 31(4): 25—30
- 张雷鸣, 原居林, 倪 蒙等, 2020. 两种池塘养殖模式水质因子和浮游植物群落比较分析. 浙江农业学报, 32(2): 317—326
- 陈明海, 唐汇娟, 孙依依等, 2015. 丰产鲫精养池塘氮磷的动态与收支. 华中农业大学学报, 34(2): 95—100
- 国家环境保护总局, 2002. 水和废水监测分析方法. 4版. 北京: 中国环境科学出版社, 101—200
- 周 玲, 2010. 两种罗非鱼精养模式的氮、磷收支研究. 湛江: 广东海洋大学硕士学位论文, 11—20
- 郝 俊, 马旭洲, 王 武等, 2016. 河蟹生态养殖池浮游植物功能类群的结构特征. 湖泊科学, 28(5): 1047—1056
- 钟全福, 2019. 罗非鱼为主多品种混养池塘氮磷收支. 广东海洋大学学报, 39(6): 48—53
- 原居林, 刘 梅, 倪 蒙等, 2018a. 不同养殖模式对大口黑鲈生长性能、形体指标和肌肉营养成分影响研究. 江西农业大学学报, 40(6): 1276—1285
- 原居林, 李 明, 刘 梅等, 2018b. 水库串联池塘内循环流水养殖模式研究. 科学养鱼, (5): 81—83
- 钱克林, 凌武海, 段国庆等, 2017. 鳊鱼池塘循环流水养殖试验. 科学养鱼, (10): 40—41
- 高 杉, 吴立新, 姜志强等, 2011. 牙鲆和贝类混养池塘中氮、磷收支的研究. 大连海洋大学学报, 26(3): 203—208
- 唐仁军, 成世清, 梁培义等, 2017. 池塘内循环流水养殖集成技术研究与应用. 科学养鱼, (3): 21—22
- 常 杰, 田相利, 董双林等, 2006. 对虾、青蛤和江鳊混养系统氮磷收支的实验研究. 中国海洋大学学报, 36(S1): 33—39
- 崔 凯, 汪 翔, 魏泽能等, 2018. 池塘内循环流水养殖模式的关键技术研究——以安徽省为例. 安徽农业科学, 46(17): 86—91
- 董 佳, 2013. 三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)池塘混养系统结构优化和氮磷收支的实验研究. 青岛: 中国海洋大学硕士学位论文, 5—220
- 魏宝成, 刘兴国, 曾宪磊等, 2018. 两种复合式池塘养殖团头鲂的氮磷收支分析. 上海海洋大学学报, 27(5): 693—702
- Brown T W, Chappell J A, Boyd C E *et al*, 2011. A commercial-scale, in-pond raceway system for *Ictalurid* catfish production. *Aquacult Eng*, 44(3): 72—79
- Brown T W, Hanson T R, Chappell J A *et al*, 2014. Economic Feasibility of an in-pond raceway system for commercial catfish production in west Alabama. *North Am J Aquacult*, 76(1): 79—89
- Cai C F, Gu X H, Ye Y T *et al*, 2013. Assessment of pollutant loads discharged from aquaculture ponds around Taihu Lake, China. *Aquacult Res*, 44(5): 795—806

- Dauda A B, Ajadi A, Tola-Fabunmi A S *et al*, 2019. Waste production in aquaculture: sources, components and managements in different culture systems. *Aquacult Fish*, 4(3): 81—88
- Green B W, Boyd C E, 1995. Chemical budgets for organically fertilized fish ponds in the dry tropics. *J World Aquacult Soc*, 26(3): 284—296
- Hernández M D, Mendiola P, de Costa J *et al*, 2002. Effects of intense exercise training on rainbow trout growth, body composition and metabolic response. *J Physiol Biochem*, 58(1): 1—7
- Jiang X, Jin X C, Yao Y *et al*, 2008. Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water Res*, 42(8—9): 2251—2259
- Lemonnier H, Faninoz S, 2006. Effect of water exchange on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New Caledonia. *Aquacult Res*, 37(9): 938—948
- Li Z F, Yu E M, Zhang K *et al*, 2020. Water treatment effect, microbial community structure, and metabolic characteristics in a field-scale aquaculture wastewater treatment system. *Front Microbiol*, 11: 930
- Ogata H Y, Oku H, 2000. Effects of water velocity on growth performance of juvenile Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. *J World Aquacult Soc*, 31(2): 225—231
- Serpa D, Ferreira P P, Caetano M *et al*, 2012. Modelling of biogeochemical processes in fish earth ponds: model development and calibration. *Ecol Modell*, 247: 286—301
- Thakur D P, Lin C K, 2003. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Penaeus monodon*) culture systems. *Aquacult Eng*, 27(3): 159—176
- Yuan J L, Ni M, Liu M *et al*, 2019. Analysis of the growth performances, muscle quality, blood biochemistry and antioxidant status of *Micropterus salmoides* farmed in in-pond raceway systems versus usual-pond systems. *Aquaculture*, 511: 734241
- 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. *Aquaculture*, 483: 69—75

A COMPARATIVE STUDY ON NITROGEN AND PHOSPHORUS BUDGET AND AQUACULTURE EFFECT OF *MICROPTERUS SALMOIDES* IN TWO MODES

LIU Mei, YUAN Ju-Lin, NI Meng, LIAN Qing-Ping, GUO Ai-Huan

(Agriculture Ministry Key Laboratory of Healthy Freshwater Aquaculture, Key Laboratory of Freshwater Aquaculture Genetic and Breeding of Zhejiang Province, Zhejiang Institute of Freshwater Fisheries, Huzhou 313001, China)

Abstract To discuss the changes of nitrogen and phosphorus budget and aquaculture effect of Inner-Pond Raceway Aquaculture (IPRA) mode, expound its ecological characteristics, nutrient orientation, and rationally evaluate the ecological and economic benefits of IPRA, the input and output of nitrogen and phosphorus were analyzed based on regular sampling. Meanwhile, the usual pond aquaculture (UPA) mode was set as the control treatment. Results show that: (1) Feed was the main source of nitrogen and phosphorus input, accounting for 95.02%±2.31% and 94.57%±1.82% of the nitrogen input, and 93.19%±2.75% and 91.81%±4.44% of the phosphorus input in IPRA and UPA modes respectively. (2) Sediment deposition was the main mode of nitrogen and phosphorus output, accounting for 45.16%±1.31% and 53.98%±1.48% of nitrogen output as well as 40.28%±3.19% and 59.59%±4.45% of phosphorus output in IPRA and UPA in $P<0.05$, respectively. The second part was the fish output, accounting for 37.73%±0.91% and 35.07%±0.99% of the nitrogen output in IPRA and UPA with $P>0.05$ and 25.50%±1.77% and 20.78%±1.33% of the phosphorus output in IPRA and UPA with $P<0.05$, respectively. (3) The relative and absolute utilization rates of nitrogen and phosphorus in IPRA mode were significantly higher than those in UPA ($P<0.05$). IPRA improved the utilization rates of nitrogen and phosphorus in the breeding objects. (4) The water consumption coefficient, drainage coefficient, and pollution discharge coefficient of IPRA were significantly lower than those of UPA ($P<0.05$). The profit of IPRA was significantly higher than that of UPA ($P<0.05$). Above all, the IPRA is a clean and efficient new aquaculture mode, which can be promoted and applied. This study provided a data support for better implementation of water quality management and scientific aquaculture for IPRA in the future, and built a theoretical basis for the evaluation of IPRA in water-saving ecology and other aspects.

Key words Inner-Pond Raceway Aquaculture; *Micropterus salmoides*; nitrogen and phosphorus budget; aquaculture effect