

基于权重赋值法与灰色聚类法评价虾蛭串联养殖池塘的生态修复效果*

鲍格格¹ 赵淳朴¹ 梅泊承¹ 张 顺¹ 徐善良^{1,2} 徐继林^{1,2}

(1. 宁波大学海洋学院 浙江宁波 315211; 2. 宁波大学海洋生物工程浙江省重点实验室 浙江宁波 315211)

摘要 水产养殖业的尾水排放已成为水域生态环境的污染源之一,为探究凡纳滨对虾-缢蛭串联养殖模式的生态修复效果,对凡纳滨对虾-缢蛭串联养殖池塘的水生态进行周年跟踪测定,并采用权重赋值法与灰色聚类法对其生态修复效果进行评价。结果显示:串联模式下浮游植物的丰度介于 $6.8 \times 10^5 \sim 2.5 \times 10^8$ cell/L, 生物量为 2.04~65.72 mg/L, Shannon-Wiener 多样性指数范围为 1.34~2.56, 均匀度指数范围为 0.43~0.72, 多样性水平较高,物种分布的均匀度较好;与传统虾蛭混养模式相比,虾蛭串联养殖模式对养殖池塘水生态环境有明显的修复作用。基于权重赋值法的生态修复效果评价表明,虾蛭串养模式的综合改善率为 28.96%,生态修复目标综合值为 0.634 7,整体修复效果为良;灰色聚类法评价结果表明,虾蛭串联养殖模式的生态修复评价得分为 1.641 3,比传统虾蛭混养塘评价得分提高 39.76%。因此,相比传统虾蛭混养模式,虾蛭串联养殖模式更加有利于维持池塘生态稳定,对养殖池塘水生态环境有明显的修复作用,这一结果为养殖尾水达标排放提供了一个新思路。

关键词 串联养殖; 凡纳滨对虾; 缢蛭; 权重赋值法; 灰色聚类法; 生态修复; 效果评价

中图分类号 Q178.1; S968 doi: 10.11693/hyh20210700163

凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 和缢蛭 (*Sinonovacula constricta*) 是我国两大重要的海水池塘养殖品种。凡纳滨对虾自 20 世纪 90 年代初引进中国后发展迅速;缢蛭在中国已有两千余年的养殖历史,现沿海各地均有养殖,尤以东南沿海为盛。我国浙江、福建、江苏等地利用虾和蛭生态位的不同,将二者进行混合养殖,并取得了较好的养殖效果(王旭娜等, 2018; 滕爽爽等, 2020)。但近年养殖从业者为了增加养殖效益而一味扩大养殖规模和提高养殖密度,进而产生大量富营养化的养殖尾水,其直接排放对周边水域生态环境造成影响。因此,迫切需要研究适应不同条件的清洁生产技术和养殖模式(陶玲, 2017),而采用生态方法进行原位处理是降低养殖尾水污染最有效途径之一(Kurten *et al.*, 2016)。滤食性贝类能够滤食浮游藻类及有机碎屑间接利用氮磷,并通过粪便的形式将水

体氮磷等营养盐转移至底层(吴欢等, 2018)。

水域生态修复效果评价方法包括模糊综合评价法(FCE)、权重赋值法(WAM)、灰色聚类法(GC)等。权重赋值法中权重的计算可分为主观赋值法与客观赋值法,主观赋值法往往更倾向于决策者的主观需要,评价结果不能准确反映真实情况。客观赋值法可充分利用评价对象的信息,根据各组数据的差异来进行统计学分析,计算出权重值,故而此类评价结果相对更接近真实值(张彧瑞等, 2012)。符小明等(2017)通过建立综合评价指标体系,采用权重赋值法对人工鱼礁生态修复及资源改善效果作了定量评价。灰色聚类法依据环境系统部分信息已知、部分信息未知或不确定的特点,而将其看作一个灰色系统(周林飞等, 2007)。冯建祥等(2017)以生物群落结构、非生物环境质量及生态系统功能为评价指标,采用灰色聚类法

* 国家重点研究发展计划, 2019YFD090040 号; 宁波市农业技术推广项目, 2021NT004 号。鲍格格, 硕士研究生, E-mail: 1191205558@qq.com

通信作者: 徐善良, 博士生导师, 教授, E-mail: xushanliang@nbu.edu.cn

收稿日期: 2021-07-16, 收修改稿日期: 2021-09-20

分析探究了福建红树秋茄生态修复效果, 成功进行了定量评价。

凡纳滨对虾与缢蛭串联养殖是“养虾肥水给缢蛭供饵”的生态养殖模式, 与传统虾蛭混养模式相比, 虾蛭串联养殖模式具有明显的优势, 既能充分利用养虾塘的氮磷营养大量繁殖天然浮游藻类供缢蛭滤食, 又能避免养蛭池底质和水质恶化, 从而有效达到净化水质的目的(刘招坤, 2014)。但迄今未见关于虾蛭串联养殖池塘的生态修复效果的定性定量研究。

因此, 本文通过对凡纳滨对虾-缢蛭串联养殖池塘水质和浮游植物的周年监测, 同时与传统虾蛭混养池塘的水质和浮游植物群落结构进行比较分析, 并采用权重赋值法与灰色聚类法对虾蛭串联养殖模式的生态修复效果进行评价。旨在为养殖池塘的水质综合评价和

生态环境修复效果评价的指标选择提供参考。

1 材料与方法

1.1 试验设计与实施

试验地点位于浙江省宁波市鄞州区瞻岐镇椿霖水产养殖场。虾蛭串联养殖模式包括两个养殖池塘: 两个面积约为 3 000 m² 的缢蛭养殖塘和两个面积约为 12 000 m² 的凡纳滨对虾养殖塘, 分成两个串联组。并且对虾养殖塘水位低于缢蛭养殖塘, 养蛭塘水能够自流至养虾塘, 再在虾塘内安装水泵将水抽提至缢蛭养殖塘中。养殖池塘皆使用水车式增氧机和纳米管增氧。在串联试验塘边上另设一面积为 15 000 m² 的传统虾蛭混养对照塘, 中央蛭埕面积 3 000 m², 四周养虾面积 12 000 m²。虾蛭串养塘与混养塘苗种投放情况见表 1。

表 1 虾苗与蛭苗投放时间及密度
Tab.1 Delivery time and density of *L. vannamei* and *S. constricta* seedling

苗种	投放时间	投放密度/(ind./m ²)	捕捞时间
蛭苗	2018 年 6 月 5 日	250	2019 年 5 月 6 日
虾苗	2018 年 6 月 1 日	50	2018 年 8 月 12 日
	2018 年 8 月 15 日	30	2018 年 11 月 2 日

1.2 样品采集与测定

水样的采集: 每月采集测定一次, 采用五点取样法, 各点用采水器采集中层水样各 5 L, 充分混匀后分别取 100 mL 和 1 L 水样用于水质因子测定及浮游植物定量分析。

浮游植物定性样品采集: 每月采集测定一次, 使用 25# 浮游生物网从表层到深处作“∞”形缓慢的循环往复式拖动, 置于采样瓶中按 1.5% 加鲁哥试剂固定。浮游植物定量、定性样品按《海洋监测规范 第 7 部分: 近海污染生态调查和生物监测》要求执行, 在光学显微镜下进行种属鉴定, 定量样品计数误差为±10%。

水质指标的测定: 衡欣 AZ8403 测定温度(*T*)、溶解氧(DO), 盐度计测定盐度(*S*), 希玛 PH838 测定 pH, 亚硝酸盐(NO₂⁻-N)、硝酸盐(NO₃⁻-N)、总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)、活性磷酸盐(PO₄³⁻-P)、总磷(TP)依据《海洋调查规范 第 4 部分: 海水化学要素调查》测定。

1.3 数据计算与分析

1.3.1 浮游植物定量分析

$$\text{微藻丰度(ind./L): } D = n/V, \quad (1)$$

$$\text{生物量(mg/L): } B = D \times R, \quad (2)$$

式中, *n* 为计数板所计的微藻个数; *V* 为浓缩后样品的

体积。 $R_{\text{小型藻}} = 2 \times 10^{-7} \text{ mg}$; $R_{\text{中型藻}} = 2 \times 10^{-6} \text{ mg}$; $R_{\text{大型藻}} = 5 \times 10^{-6} \text{ mg}$ 。小、中、大型藻界定参照赵文(2016)编著《水生生物学》(第二版), 小型藻: <5 μm, 中型藻: 5~10 μm; 大型藻: 10~20 μm。

浮游植物多样性指数采用 Shannon-Wiener 物种多样性指数(*H'*):

多样性指数:

$$H' = -\sum P_i \log_2 P_i, \quad (3)$$

均匀度指数:

$$J = H/\ln S, \quad (4)$$

优势度指数:

$$Y = \frac{n_i}{N} f_i, \quad (5)$$

式中, $P_i = m_i/M$, m_i 为物种 *i* 的个体数, *M* 为群落样本的总个体数, 即 P_i 为物种 *i* 占总个体数的比例, *S* 为群落物种数, f_i 表示物种 *i* 在该采样点所出现的频率, 本文以优势度指数 $Y > 0.02$ 为判别标准(王雨等, 2015)。

利用 CANOCO 5.0 软件对浮游植物优势种和理化因子进行 CCA 相关性分析。用生物多样性指数加以验证, Shannon-Weaver 生物多样性指数介于 0~1 为重污染, 1~2 为中度污染, 2~3 为轻度污染, >3 为清洁(钟非等, 2007)。

1.3.2 权重赋值法 以溶解氧、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、氨氮、总氮、活性磷酸盐、总磷为评价因子, 采用客观赋值法中信息熵权法计算各指标权重与综合评价价值, 进而对生态修复效果进行评价。具体计算过程如下:

(1) 将各因子同度量化, 计算第 j 项因子下第 i 个测量值的比重 P_{ij}

$$P_{ij} = \frac{X_{ij}}{\sum_{i=1}^m X_{ij}} \quad (6)$$

(2) 计算第 j 项指标的熵值 e_j

$$e_j = -\frac{1}{\ln m} \sum_{i=1}^m P_{ij} \ln P_{ij} \quad (7)$$

式中, m 为每项因子共有 m 的测量数量。

(3) 计算第 j 项指标的差异性系数 g_j

$$g_j = 1 - e_j \quad (8)$$

(4) 计算得出权重 W_j

$$W_j = \frac{g_j}{\sum_{m=1}^m g_j} \quad (9)$$

(5) 某项因子的修复率

该因子为正向指标

$$Z_j = \frac{X_2 - X_1}{X_1} \times 100\% \quad (10)$$

该因子为负向指标

$$Z_j = \frac{X_1 - X_2}{X_1} \times 100\% \quad (11)$$

式中, X_1 为修复前水平, X_2 为修复后的水平。

(6) 单项因子评估值

该因子为正向指标

$$Y_j = \frac{X_2 - X_1}{X_1 \times (A - B)} \times W_j \quad (12)$$

该因子为负向指标

$$Y_j = \frac{X_1 - X_2}{X_1 \times (A - B)} \times W_j \quad (13)$$

式中, A 为各项因子修复率最大值 Z_{\max} , B 为各项因子修复率的最小值 Z_{\min} , $A - B$ 为生态恢复阈值。

(7) 综合评价值

$$F = \sum_{j=1}^n W_j Y_j \quad (n=1, 2, 3 \dots n) \quad (14)$$

依照表 2 的综合评价等级划分(高强等, 2015), 对生态修复效果作出评价。

表 2 生态修复效果评价等级参考标准
Tab.2 Reference standard for assessment scoring on the ecological restoration effect

综合效果	较差	中	良	优
分值范围	<0.25	[0.25,0.5)	[0.5,0.75)	≥0.75

1.3.3 灰色聚类法 本文以溶解氧、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、氨氮、总氮、活性磷酸盐、总磷为评价因子, 采用了基于中心点三角白化权函数的灰色聚类法对混养与串联养殖池塘生态修复效果进行评价。

计算过程如下:

(1) 利用权重赋值法确定各评价因子权重 η_j 。

(2) 将各评价因子分别划分为 s 个灰类, 并将所需测定的指标 j ($j=1, 2, \dots, m$) 的取值范围也相应地划分为 s 个灰类。设 λ_k 为 k 灰类的中心点, 即最可能是属于 k 灰度的点 $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_s$, 将各个指标的取值范围也相应地划分为 s 个灰类, 分别以 $\lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_s$ 作为各个灰类代表。

(3) 将灰类向左右 2 个方向延拓, 并增加 0 灰类和 $s+1$ 灰类此时得到新的中心序列 $\lambda_0, \lambda_1, \lambda_2, \dots, \lambda_s, \lambda_{s+1}$ 。

(4) 分别连接点 $(\lambda_k, 1)$ 与第 $k-1$ 和 $k+1$ 个小灰类的中心点 $(\lambda_{k-1}, 0), (\lambda_{k+1}, 0)$, 得到 j 指标关于 k 灰类的三角白化权函数 $f_j^k(\cdot)$ ($j=1, 2, \dots, m; k=1, 2, \dots, s$)

(5) 计算白化权聚类系数 $f_j^s(s_{ij})$

$$f_j^s(s_{ij}) = \frac{1}{2}(s_{ij}^k + s_{ij}^{k+1}) \quad (15)$$

(6) 计算综合聚类系数 σ_i^s

$$\sigma_i^s = \sum_{j=1}^m f_j^s(s_{ij}) \eta_j \quad (16)$$

(7) 对于非生物环境质量指标, 根据单因子污染指数以及等级划分, 分别对重度污染 V 级、中度污染 IV 级、轻度污染 III 级、清洁 II 级和非常清洁 I 级赋予得分, 分别为 0、1、2、3、4。

(8) 利用白化权函数对各指标对不同等级类别的隶属度进行计算, 然后将隶属度得分化, 计算该指标的修复效果评分(restoration score, RS):

$$RS_i = f_i^1 \times 0 + f_i^2 \times 1 + f_i^3 \times 2 + f_i^4 \times 3 + f_i^5 \times 4 \quad (17)$$

式中, RS_i 为指标 i 的修复效果评分, f 为指标 i 对不同等级的隶属度。

(9) 在获得所有指标的修复效果评分之后, 采用如下步骤获得生态系统层次的最最终生态修复效果评分(ecosystem-level restoration score, ERS)。生态修复效果评分越高则说明生态修复效果越好。

$$ERS = \frac{1}{n} \sum_j^n (RS_j \times \eta_j), \quad (18)$$

式中: RS_j 为第 j 类对象层的修复效果评分, n 为对象层的数目。

2 结果与分析

2.1 串联养殖与混养两种模式下池塘水质因子比较

两种养殖模式下池塘水质因子周年变化范围及均值见表 3。10 个水质指标中亚硝酸盐氮、硝酸盐氮、氨氮、总磷 4 个指标均表现为混养塘>串养蛭塘>串养虾塘; 总氮指标表现为串养蛭塘>混养塘>串养虾塘; 活性磷酸盐指标表现为串养虾塘>

混养塘>串养蛭塘。

2.2 浮游植物结构特征

将串联养殖模式的虾塘和蛭塘的浮游植物门类合并统计, 并与虾蛭混养池塘浮游植物进行比较(图 1)。共鉴定出浮游植物 155 种(含 9 个未定种), 隶属于 7 门类。硅藻门(Bacillariophyta)所占比例最高, 占总数的 55.5%, 其次是绿藻门(Chlorophyta)、甲藻门(Pyrrophyta)、蓝藻门(Cyanophyta)、裸藻门(Euglenophyta)、隐藻门(Cryptophyta)和金藻门(Chrysophyta)。两种模式的浮游植物群落结构存在显著差异, 虾蛭串养塘发现浮游植物 101 种, 隶属于 6 门类; 虾蛭混养塘发现浮游植物 66 种, 隶属于 6 门类。

表 3 两种养殖模式池塘水质监测数据
Tab.3 The monitoring data of pond water quality of two culture modes

指标	串养虾塘	串养蛭塘	混养塘
温度(°C)	8.6~32.5 (21.17±8.72) ^a	8.6~32.5 (21.17±8.72) ^a	8.1~32.5 (20.95±8.92) ^a
溶解氧(mg/L)	5.26~8.01 (6.82±0.76) ^a	5.17~9.12 (7.28±1.14) ^a	5.21~8.01 (6.83±0.86) ^a
氨氮(mg/L)	0.054~0.198 (0.11±0.04) ^a	0.061~0.347 (0.15±0.08) ^a	0.050~0.580 (0.17±0.16) ^a
亚硝酸盐氮(mg/L)	0.003~0.106 (0.05±0.03) ^b	0.004~0.317 (0.11±0.11) ^{ab}	0.006~0.557 (0.19±0.16) ^a
硝酸盐氮(mg/L)	0.65~1.44 (1.11±0.27) ^a	0.34~1.78 (1.12±0.40) ^a	0.495~1.700 (1.20±0.42) ^a
总氮(mg/L)	1.02~1.78 (1.46±0.29) ^a	0.78~2.56 (1.82±0.55) ^a	0.98~2.81 (1.81±0.16) ^a
活性磷酸盐(mg/L)	0.057~0.159 (0.10±0.03) ^a	0.038~0.175 (0.09±0.04) ^a	0.050~0.150 (0.10±0.03) ^a
总磷(mg/L)	0.058~0.171 (0.11±0.04) ^a	0.026~0.198 (0.10±0.04) ^a	0.068~0.160 (0.12±0.03) ^a
盐度	16.00~25.00 (20.00±2.65) ^b	18.00~25.00 (22.82±2.23) ^a	20.00~27.00 (24.00±2.10) ^a
pH	7.56~9.02 (8.25±0.40) ^a	7.64~8.74 (8.28±0.35) ^a	7.59~9.04 (8.27±0.43) ^a

注: 括号内数据为平均值±标准, 同行上标不同字母表示差异显著($P<0.05$), 相同字母表示差异不显著($P>0.05$)

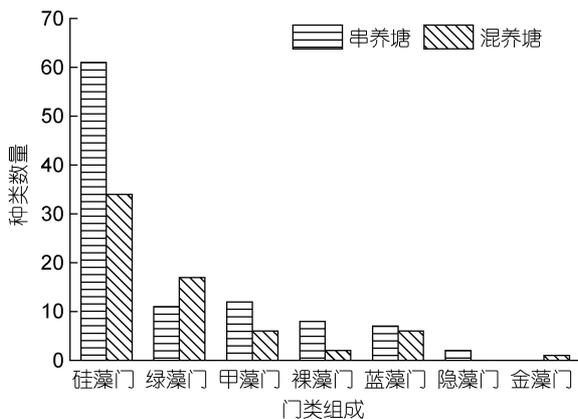


图 1 虾蛭串联养殖池塘和虾蛭混养池塘浮游植物各门类种类数量

Fig.1 The number of species in phytoplankton phylum in the tandem aquaculture ponds and of mixed rearing of *L. vannamei* and *S. constricta*

两种养殖模式下浮游植物丰度和生物量季节变化如图 2 所示。浮游植物丰度表现为串养虾塘>混养

塘>串养蛭塘, 串养虾塘浮游植物平均丰度最高, 为 840×10^4 ind./L, 串养蛭塘浮游植物最低, 平均丰度为 163×10^4 ind./L, 串养虾塘平均丰度是串养蛭塘平均丰度的 5 倍以上。从浮游植物生物量上看, 调查周年串养虾塘的浮游植物平均生物量为 18.90 mg/L, 串养蛭塘平均生物量为 4.43 mg/L, 混养塘平均生物量为 8.82 mg/L。季节上夏季串养虾塘的生物量较高, 为 24.86 mg/L, 秋季串养蛭塘的生物量最低, 仅为 1.21 mg/L。浮游植物的丰度与生物量变化符合不同季节水温对浮游植物影响以及缢蛭的摄食强度变化。

从图 3 的多样性指数及均匀度指数变化分析可知, 串养蛭塘 Shannon 多样性指数介于 1.47~2.76 之间, 平均值为 1.91, 最高值出现在 10 月, 最低值出现在 4 月。串养虾塘 Shannon 多样性指数介于 1.37~2.56 之间, 平均值为 1.85, 最高值出现在 11 月, 最低值出现在 7 月。混养塘 Shannon 多样性指数介于 1.21~2.21 之间, 平均值为 1.78。从 Shannon 多样性指数看, 串

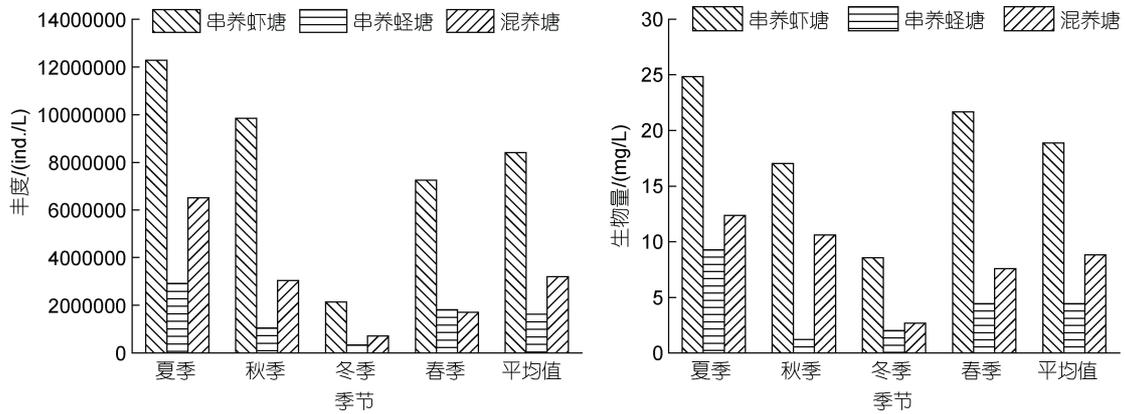


图2 虾蛭串联养殖池塘及虾蛭混养池塘各季节浮游植物平均丰度及生物量变化

Fig.2 Changes of average density and biomass phytoplankton in seasonal in the tandem aquaculture ponds and mixed rearing of *L. vannamei* and *S. constricta*

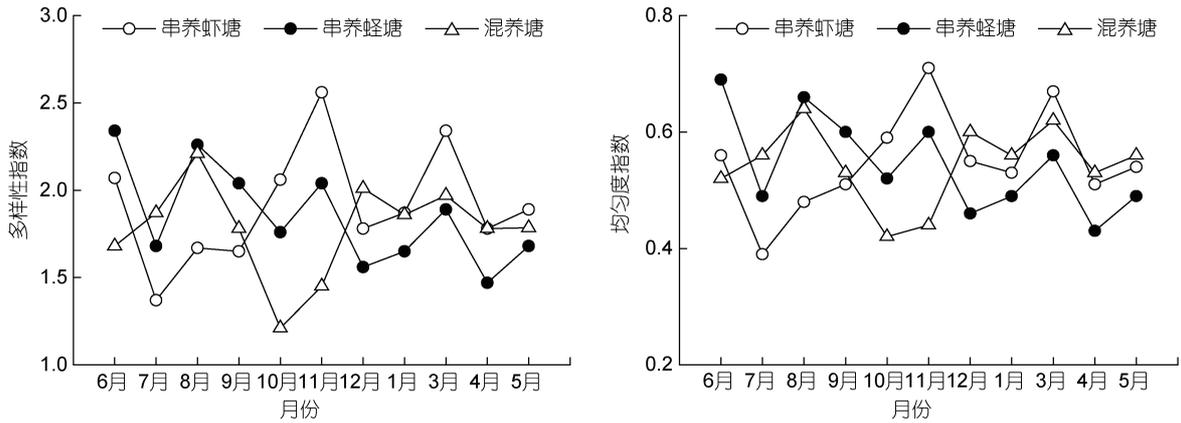


图3 虾蛭串联养殖池塘及虾蛭混养池塘中浮游植物多样性及均匀度指数变化

Fig.3 Variations in diversity and evenness index of phytoplankton in the tandem aquaculture ponds and mixed rearing of *L. vannamei* and *S. constricta*

养塘和混养塘都处于中度污染。均匀度指数变化趋势与多样性指数相近,且串养塘和混养塘的均匀度指数无差异。串养蛭塘均匀度指数介于0.43~0.69之间,平均值为0.55。串养虾塘均匀度指数介于0.39~0.71之间,平均值为0.55;混养塘均匀度指数介于0.42~0.64之间,平均值为0.54。

对19种浮游植物优势种进行DCA分析,DCA分析结果显示梯度轴长度均小于3,因此选择线性排序方法CCA(典型对应分析)。由图4可见:优势种演替影响最大的环境因素排序分别是硝酸盐氮、总氮、亚硝酸盐氮和总磷等营养因子以及温度。

2.3 采用权重赋值法评价结果

以生态修复指数为目标,按照指标的代表性、独立性、数据的可获得性等原则选取溶解氧(DO)、氨氮(NH_4^+-N)、亚硝酸态氮(NO_2^--N)、硝酸态氮(NO_3^--N)、总氮(TN)、活性磷酸盐($\text{PO}_4^{3--}\text{P}$)、总磷(TP)作为评价

因子,根据权重赋值法中步骤计算出在虾蛭串联养殖池塘中缢蛭对环境的改善率,串联养殖池塘修复效果评价结果见表4。再由权重赋值法中步骤(7)可以算出生态修复目标综合值 F 。

由表4可知,串联养殖池塘综合改善率为28.96%,生态修复目标综合值为0.6437,其中串养虾塘改善率为26.24%,串养蛭塘改善率为2.72%。根据等级划分,其修复效果为良。

2.4 采用灰色聚类法的评价结果

根据权重赋值法步骤,计算各指标的层次权重,具体数值如表5所示。根据灰色聚类法中步骤(1)~(4),首先分别计算中各指标中心点,继而根据步骤计算各指标综合聚类指数,最终计算各池塘修复效果评分,结果如表6。

根据灰色聚类法计算得,虾蛭串联养殖模式的生态修复评价得分为1.6413,虾塘与蛭塘的生态修

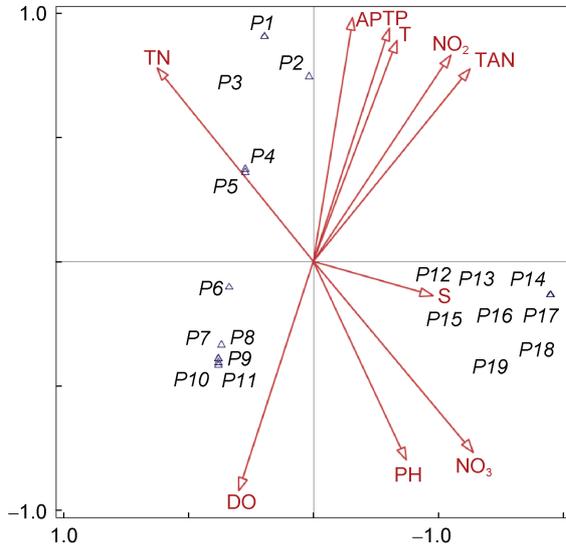


图 4 虾蛭串联养殖池塘与虾蛭混养池塘中浮游植物与水质因子 CCA 排序图

Fig.4 Sequence diagram of phytoplankton and water quality factor CCA in the tandem aquaculture ponds and mixed rearing pattern of *L. vannamei* and *S. constricta*
 注: P1. 新月菱形藻; P2. 牟氏角毛藻; P3. 桥弯藻; P4. 小球藻 P5. 海洋原甲藻; P6. 中肋骨条藻; P7. 绿裸藻; P8. 海洋菱形藻; P9. 直链藻; P10. 三角角藻; P11. 色球藻; P12. 多甲藻; P13. 波吉卵囊藻; P14. 丹麦细柱藻; P15. 短小舟形藻; P16. 曲舟藻; P17. 威氏海链藻; P18. 辐射圆筛藻; P19. 蛋白核小球藻

复评价得分分别为 1.785 3 和 1.497 2, 传统虾蛭混养

池塘生态修复效果评价得分仅为 1.174 3。虾蛭串联养殖模式生态修复效果较混养塘提高了 39.76%。由此可见, 虾蛭串联养殖模式生态修复效果明显好于传统虾蛭混养池塘。

3 讨论

3.1 虾蛭串联养殖对池塘水质因子及浮游植物群落结构的影响

从表 3 结果分析, 对比传统虾蛭混养模式, 虾蛭串联养殖塘中氨氮、亚硝酸盐与硝酸盐均出现下降。James 等(2000)的研究表明滤食性贝类在减少水体内颗粒物、总氮和总磷含量的同时, 可能会使得水体中活性磷酸盐的含量升高。从营养盐含量周年监测中发现, 串养蛭塘中的总氮含量低于串养虾塘, 而活性磷酸盐、总磷含量高于串养虾塘, 与 James 的研究结果类似。Redfield(1963)研究发现, 海水中缺磷可限制浮游植物生长。而在本实验中, 凡纳滨对虾收获后, 串养虾塘底泥中存留的磷及蛭塘中活性磷酸盐能够继续促进浮游植物的生长, 浮游植物通过水泵泵入串养蛭塘中, 供缢蛭滤食。表明虾蛭串联养殖模式可促进浮游植物生长, 有效降低养殖水体中的氮含量, 并为缢蛭提供更加充足的食物来源, 加快缢蛭的生长。

表 4 生态修复效果评价综合参数
 Tab.4 Comprehensive assessment parameters on the ecological restoration effect

准则	权重	参数	权重	修复率(Z)	综合值(Y)	改善率
串养虾塘	0.865 4	溶解氧	0.011 6	0.066 1	0.001 5	
		亚硝酸态氮	0.537 3	0.430 0	0.465 0	
		硝酸态氮	0.065 3	0.064 2	0.008 4	
		氨氮	0.122 2	0.201 0	0.049 4	26.24%
		总氮	0.046 8	-0.003 1	-0.000 3	
		活性磷酸盐	0.071 7	0.096 9	0.014 0	
		总磷	0.145 1	0.117 3	0.034 2	
串养蛭塘	0.134 6	溶解氧	0.015 6	-0.002 0	0.000 0	
		亚硝酸态氮	0.436 1	0.727 9	0.058 7	
		硝酸态氮	0.078 4	0.074 1	0.001 1	
		氨氮	0.140 9	0.384 4	0.010 0	2.72%
		总氮	0.048 7	0.192 7	0.001 7	
		活性磷酸盐	0.134 1	-0.096 9	-0.002 4	
		总磷	0.146 1	0.083 3	0.002 3	
合计	1		2	2.336 0	0.643 7	28.96%

表 5 各指标权重值
Tab.5 The weighted data of each indicator

取样点	指标						
	溶解氧	亚硝酸态氮	硝酸态氮	氨氮	总氮	活性磷酸盐	总磷
混养塘	0.009 6	0.400 7	0.079 6	0.360 9	0.067 9	0.044 8	0.030 2
串养虾塘	0.015 3	0.425 9	0.076 6	0.137 7	0.047 5	0.131 0	0.142 7
串养蛭塘	0.011 5	0.534 4	0.064 9	0.121 5	0.046 6	0.071 3	0.144 3

表 6 各池塘修复效果评分表
Tab.6 Score table of restoration effect of each pond

修复效果评分	样点		
	混养塘	串养虾塘	串养蛭塘
溶解氧	6.800 0	5.452 0	11.773 5
亚硝酸盐氮	7.147 0	14.990 2	11.983 2
硝酸盐氮	3.335 7	3.228 6	5.612 9
氨氮	9.870 8	19.753 2	12.181 3
总氮	12.812 3	12.801 2	10.375 4
活性磷酸盐	6.828 6	6.832 0	9.082 9
总磷	9.493 5	10.929 2	6.686 6
生态修复效果评分 ERS	1.174 3	1.785 3	1.497 2

一般来说,浮游植物群落结构会随环境因子的改变而产生相应的变化(孙祥等, 2017), 虾蛭串联养殖池塘中藻类以硅藻门、甲藻门、绿藻门为主, 虾蛭混养塘中藻类则以硅藻门、绿藻门和蓝藻门为主, 藻类优势种也存在较大差异。在虾蛭串联养殖模式中, 养殖后期也并未出现蓝藻门的优势种, 这是因为在虾蛭串联养殖模式中, 虾塘与蛭塘水体交换频繁, 虾塘中的硅藻等优势浮游植物始终保持旺盛的生长(见图 2), 缺乏蓝藻大量繁殖的条件, 抑制了蓝藻的繁殖。

Shannon-Wiener 多样性指数中, 一般 H' 值越大, 群落所含的信息量越大, 证明水质受污染程度越低(刘炜等, 2020)。均匀度指数 J 变化平稳表示群落物种分布的均匀度好(马克平等, 1994)。养殖水体中浮游植物的多样性指数与均匀度指数与浮游植物种类成正比, 多样性指数和均匀度指数越大, 说明浮游植物种类越丰富, 养殖水环境较稳定, 对抗外来变化的缓冲能力较强(张瑜斌等, 2009)。由图 3 的实验结果可知, 从 Shannon 多样性指数看, 虽然串养塘和混养塘都处于中度污染状态, 但与传统虾蛭混养池塘相比, 采用虾蛭串联养殖模式后, 养殖池塘的多样性指数更高, 表明虾蛭串联养殖模式下池塘生态系统稳定性得到了提高。在 7 月份多样性指数最小, 污染相对较重, 随着夏末初秋对虾的收获, 水质改善, 11 月份串养虾塘与蛭塘的浮游植物多样性指数随之升高。

浮游植物的群落结构变化是水质因子在不同时间和空间作用的结果, 而养殖池塘又是一个相对较封闭的系统, 氮磷营养盐含量及温度是池塘浮游植物优势种演替的最大环境因素(王旭娜等, 2018), 本实验的 CCA 分析结果也表明, 硅藻门种类主要受盐度、温度、pH 的影响; 绿藻门种类则主要受氮含量的影响, 甲藻门、蓝藻门种类主要受磷含量与温度的影响。

3.2 虾蛭串联养殖模式下池塘生态修复效果评价

迄今为止, 国内有关生态修复的研究主要集中在红树林、海草床、珊瑚礁这三类海洋生态系统(王丽荣等, 2018), 有关滤食性贝类在池塘中的生态修复研究较少。本研究的水质和营养盐中 7 个指标的变化规律不尽相同, 如果根据单个指标对生态修复效果进行评价会出现不同的结论, 很难判断虾蛭串联养殖模式的生态修复效果, 故而采用权重赋值法与灰色聚类法对各指标进行综合对比分析, 实现了对各养殖池塘生态修复效果优劣的排序。

从表 4 准则层权重结果分析, 串养虾塘对串联养殖池塘生态修复的影响(占 86.54%)远大于串养蛭塘的影响(仅 13.46%)。这是因为相比于虾蛭混养模式, 串养虾塘中持续输出的丰富藻类不断带走氮磷等营养物质, 使各项因子数值离散程度较大, 导致熵值偏大, 对权重影响较大。而在各评价因子中, 亚硝酸盐

权重最大, 在串养虾塘与串养蛭塘中分别占比 53.73%、43.61%, 说明在虾蛭串养池塘中, 亚硝酸盐含量较混养塘有明显改变, 对池塘生态修复的影响最大。无论是混养还是串联养殖池塘中都使用增氧机对池水进行增氧, 故溶解氧在生态修复效果评价中权重最小(仅 1.1%)。

权重赋值法计算结果表明, 串养虾塘改善率为 26.24%, 串养蛭塘改善率为 2.72%。串联养殖池塘的综合改善率为 28.96%, 生态修复目标综合值为 0.643 7, 整体修复效果为良。灰色聚类法计算结果也表明, 虾蛭串联养殖模式生态修复效果评价 ERS 得分较混养塘提高了 39.76%。由此可见, 相比传统虾蛭混养模式, 串联养殖模式 ERS 得分更高, 可以认为串联养殖模式对池塘生态系统具备一定的生态修复效果。研究结果为进一步科学评价虾蛭串联养殖模式的生态修复效果提供了基础资料, 也可为江浙闽沿海地区海水围塘养殖的尾水处理提供参考。

4 结论

与传统凡纳滨对虾和缢蛭混养模式相比, 采用虾蛭串联养殖模式后, 串养虾塘与串养蛭塘的水质明显得到了改善, 氨氮、亚硝酸盐与硝酸盐等含量均呈现下降; 且浮游植物生物多样性更高, 优势浮游植物群落更稳定。用权重赋值法与灰色聚类法两种评价方法所得结果相似, 均表明虾蛭串联养殖模式具有一定的生态修复效果, 该串联养殖池塘生态更加稳定。

参 考 文 献

马克平, 刘玉明, 1994. 生物群落多样性的测度方法 I α 多样性的测度方法(下) [J]. 生物多样性, 2(4): 231-239.
王旭娜, 江敏, 钟锐, 等, 2018. 凡纳滨对虾养殖池塘中浮游植物群落结构与水质因子的关系[J]. 水产学报, 42(11): 1787-1803.
王丽荣, 于红兵, 李翠田, 等, 2018. 海洋生态系统修复研究进展[J]. 应用海洋学学报, 37(3): 435-446.
王雨, 项鹏, 叶又茵, 等, 2015. 广西中华白海豚栖息地的浮

游植物群落生态特征[J]. 应用与环境生物学报, 21(6): 1162-1169.
冯建祥, 宁存鑫, 朱小山, 等, 2017. 福建漳江口本土红树植物秋茄替代互花米草生态修复效果定量评价[J]. 海洋与湖沼, 48(2): 266-275.
刘招坤, 2014. 独立供饵式缢蛭池塘蓄水养殖系统设计与试验研究[J]. 渔业现代化, 41(6): 18-21.
刘炜, 杨娜, 张晟曼, 等, 2020. 低盐潟湖秋冬交替期浮游植物群落变化与环境因子的关系[J]. 生态学杂志, 39(10): 3342-3349.
孙祥, 朱广伟, 杨文斌, 等, 2017. 天目湖沙河水库浮游植物群落结构的时空异质性[J]. 环境科学, 38(10): 4160-4168.
吴欢, 叶楠, 龚敏敏, 等, 2018. 三都湾沿岸养殖缢蛭中重金属含量及其食用安全性评价[J]. 广州化工, 46(22): 97-99.
张或瑞, 马金珠, 齐识, 2012. 人类活动和气候变化对石羊河流域水资源的影响——基于主客观综合赋权分析法[J]. 资源科学, 34(10): 1922-1928.
张瑜斌, 龚玉艳, 陈长平, 等, 2009. 高位虾池养殖过程浮游植物群落的演替[J]. 生态学杂志, 28(12): 2532-2540.
周林飞, 许士国, 孙万光, 2007. 基于灰色聚类法的扎龙湿地水环境质量综合评价[J]. 大连理工大学学报, 47(2): 240-245.
赵文, 2016. 水生生物学(第二版) [M]. 北京: 中国农业出版社: 503.
钟非, 刘保元, 贺锋, 等, 2007. 水生态修复对莲花湖底栖动物群落的影响[J]. 应用与环境生物学报, 13(1): 55-60.
高强, 唐清华, 孟庆强, 2015. 感潮河湖水系连通水环境改善效果评价[J]. 人民长江, 46(15): 38-40, 50.
陶玲, 2017. 稻田-池塘复合循环水养殖系统调控效应及其作用机制研究[D]. 荆州: 长江大学: 13-17.
符小明, 唐建业, 吴卫强, 等, 2017. 海州湾生态修复效果评价[J]. 大连海洋大学学报, 32(1): 93-98.
滕爽爽, 林兴管, 方军, 等, 2020. 缢蛭不同种群数量形态特征的比较分析[J]. 海洋湖沼通报(4): 127-137.
JAMES W F, BARKO J W, DAVIS M, *et al*, 2000. Filtration and excretion by zebra mussels: implications for water quality impacts in Lake Pepin, upper Mississippi river [J]. Journal of Freshwater Ecology, 15(4): 429-437.
KURTEN G L, BARKOH A, 2016. Evaluation of community-level physiological profiling for monitoring microbial community function in aquaculture ponds [J]. North American Journal of Aquaculture, 78(1): 34-44.
REDFIELD D, 1963. Effect of defect fields on the optical absorption edge [J]. Physical Review, 130(3): 916-918.

ASSESSMENT OF ECOLOGICAL RESTORATION IN TANDEM AQUACULTURE OF *LITOPENAEUS VANNAMEI* AND *SINONOVACULA CONSTRICTA* BASED ON WEIGHT ASSIGNMENT AND GREY CLUSTERING METHODS

BAO Ge-Ge¹, ZHAO Chun-Pu¹, MEI Bo-Cheng¹, ZHANG Shun¹, XU Shan-Liang^{1,2}, XU Ji-Lin^{1,2}
(1. School of Marine Sciences, Ningbo University, Ningbo 315211, China; 2. Zhejiang Key Laboratory of Marine Bioengineering, Ningbo University, Ningbo 315211, China)

Abstract The discharge and treatment of tail water from aquaculture industry is an ecological issue. To assess the ecological restoration effect of tandem aquaculture in *Litopenaeus vannamei* and *Sinonovacula constricta* tandem aquaculture ponds, a one-year study was conducted using weight assignment method and gray clustering method. The results showed that the abundance of phytoplankton ranged $6.8 \times 10^5 \sim 2.5 \times 10^8$ cell/L, the biomass 2.04~65.72 mg/L, the Shannon-Wiener diversity index 1.34~2.56, and the evenness index 0.43~0.72. The diversity level was high and the uniformity of species distribution was good. Compared with traditional mixed rearing pattern of *L. vannamei* and *S. constricta*, the tandem aquaculture systems effectively reduced the nutrient content and improved the quality of culture water. Using the weight assignment method, the ecological restoration effect was assessed. Results showed that in overall, the improvement rate was 28.96%, the ecological restoration target value reached 0.643 7, and the restoration effect was good. In addition, the grey clustering method evaluation showed that the score of ecological restoration of the tandem aquaculture was 1.641 3, or increased by 39.76% from that of the traditional rearing. Therefore, the tandem aquaculture system of *L. vannamei* and *S. constricta* was beneficial to maintaining the ecological stability of the pond water environment. This study provided a good practice for biological treatment of tail water.

Key words tandem aquaculture ponds; *Litopenaeus vannamei*; *Sinonovacula constricta*; weight assignment method; grey clustering method; ecological restoration; effect assessment