

## 基于 Ecopath 模型的海水池塘主要养殖模式比较分析

胡高宇<sup>1,2,3</sup>, 张翔<sup>1</sup>, 黄晓林<sup>1</sup>, 肖国强<sup>1,2</sup>, 蔡景波<sup>1</sup>

(1. 浙江省海洋水产养殖研究所, 浙江温州 325005; 2. 浙江省近岸水域生物资源开发与保护重点实验室, 浙江温州 325005; 3. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306)

**摘要:** 为了揭示台州温岭地区海水池塘不同养殖模式间的物质流动规律, 以贝类单养和虾贝综合养殖 2 种模式的海水池塘为研究对象, 基于 EWE 6.5 软件分别构建了 14 和 15 个功能组的 Ecopath 模型。结果显示, 综合养殖模式第 I、II 营养级之间物质传输效率(52.1%) 高于贝类单养模式(26.5%), 同时其碎屑组的物质流量占比(20.81%) 也高于贝类单养模式(4.64%)。与贝类单养模式相比, 综合养殖模式关键种从大型浮游动物转为凡纳滨对虾(*Litopenaeus vannamei*), 混合营养效益分析显示虾功能组主要对浮游生物和碎屑产生影响, 导致浮游动物生态营养学效率(Ecotrophic efficiency, EE) 升高, 浮游植物 EE 值降低, 而两种模式中贝类功能组混合营养效益未发生明显改变。贝类单养和虾贝综合养殖模式的 Finn's 循环指数分别为 2.75% 和 13.21%, 系统连接指数分别为 0.256 和 0.250, 杂食指数分别为 0.049 和 0.065, 这表明由于综合养殖模式具有更完善的食物网, 整体结构要优于单养模式, 但两种模式整体成熟度和稳定性均较低, 存在较大提升空间, 可引入新功能组, 以进一步提高系统稳定性、饵料利用率以及养殖效益。

**关键词:** 海水池塘; 综合养殖; Ecopath 生态模型; 物质流动分析

**中图分类号:** S 967.4 **文献标志码:** A

池塘养殖是我国的主要养殖方式, 据 2021 年中国渔业统计年鉴数据<sup>[1]</sup> 显示: 在全国水产养殖产量中, 池塘养殖的产量占 48.6%; 在全国水产养殖面积中, 池塘养殖面积占 43.2%。作为一种最传统的养殖方式, 池塘养殖具有重要地位。但随着科技发展和养殖技术的进步, 传统的养殖方式已难以满足日益增长的水产品需求, 再加上国家对环境保护越来越重视, 传统粗放型的养殖方式逐渐被替代, 并衍生出了其他的养殖模式, 如循环水工厂化养殖、蟹公寓养殖、接力式跑道养殖、稻田综合种养和鱼菜共生等。

温台地区位于浙江南部沿海, 得益于其独特的地理位置, 海洋资源丰富, 为当地水产养殖业的高质量发展创造了基础性条件。在同一水体中对不同营养层次的养殖生物品种进行混养是温台地区一种普遍的养殖方式, 这种养殖方式被

称为“多营养层次综合养殖”(IMTA) 模式<sup>[2-3]</sup>。IMTA 模式在国内得到推广后逐渐演变出了多种养殖模式, 其原理是将不同生态位的品种进行搭配混养, 如利用滤食性生物、沉积食性生物或者大型藻类的生物特性, 对养殖系统内鱼类、虾类、蟹类等产生的有机物进行循环再利用<sup>[4-7]</sup>, 这样既能降低对环境的负荷, 也能提升经济效益, 因此深受养殖户的青睐。

Ecopath With Ecosim(EWE) 是一款生态系统模拟软件, 用此软件构建的 Ecopath 模型, 对解析生态系统内部的能量流动规律具有巨大作用, 目前已经被广泛用于世界各地的水生态系统, 包括湖泊水库<sup>[8-9]</sup>、近海海湾<sup>[10-11]</sup> 等大水面生态系统, 也包括人工鱼礁<sup>[12]</sup>、养殖池塘<sup>[13-14]</sup> 等小范围生态系统。Ecopath 模型可用于研究生态系统的稳定性和成熟度、营养级结构、物种的环境容纳量、

收稿日期: 2022-05-11

修回日期: 2022-08-05

基金项目: 浙江省重点研发计划项目(2019C02045, 2018C02039); 温州市科研项目(N20210021); 财政部和农业农村部: 国家现代农业产业技术体系项目(CARS-49)

作者简介: 胡高宇(1994—), 男, 硕士研究生, 研究方向为养殖生态学。E-mail: hgu150@126.com

通信作者: 蔡景波, E-mail: jingbocai@163.com

版权所有 ©《上海海洋大学学报》编辑部(CC BY-NC-ND 4.0)

Copyright © Editorial Office of Journal of Shanghai Ocean University (CC BY-NC-ND 4.0)

<http://www.shhydx.com>

能量流动规律和转化效率等,为今后的区域管理、保护及政策制定提供参考依据。本研究以台州温岭当地的海水池塘养殖模式为对象,参照池塘结构对现有的小型池塘进行改造,通过构建 2 种模式的 Ecopath 模型,探究不同养殖模式间的物质流动规律,对优化 IMTA 模式下的品种搭配、提升养殖效益、提出管理办法等均具有较大的现实意义。

## 1 材料与方 法

### 1.1 研究对象

本研究以虾贝综合养殖和单一贝类养殖 2 种海水池塘养殖模式为研究对象。实验选取 6 口进排水独立的池塘,池塘面积约 50 m<sup>2</sup>。在池塘中间构建约 8 m<sup>2</sup> 的滩面,插网将滩面隔成 3 块用于养殖不同品种的滩涂贝类,四周挖出环沟,滩面高于环沟 30 cm,池塘深度约为 1 m。开展实验前池塘用漂白粉全塘消毒、清洗并暴晒 3 d。

实验选取 3 种温台地区常见的经济贝类:青蛤 (*Cyclina sinensis*)、泥蚶 (*Tegillarca granosa*) 和文蛤 (*Meretrix petechialis*),分别放养在滩面的不同区域,按照文蛤(规格 300 ind./kg) 350 ind./m<sup>2</sup>、泥蚶(规格 200 ind./kg) 450 ind./m<sup>2</sup> 和青蛤(规格 128 ind./kg) 300 ind./m<sup>2</sup> 的密度进行放养。选取 3 口池塘放养凡纳滨对虾 (*Litopenaeus vannamei*) 作为虾贝综合养殖模式,放养密度为 12 ind./m<sup>2</sup>(规格 2 600 ind./kg)。

实验时间为 2019 年 6—10 月,实验期间对养殖塘中的各生物指标和水质理化指标进行逐月采集和检测,用于后续的数据分析和模型构建。

### 1.2 模型构建

#### 1.2.1 功能组划分

Ecopath 模型需要输入一系列生态相关联的功能组,这些功能组要求涵盖整个生态系统,能够反映出生态系统中的物质流动情况<sup>[15]</sup>。根据生态系统内生物的种类、生态位和食性,将贝类单养模式划分出 14 个生态功能组,分别是青蛤、文蛤、泥蚶、大型浮游动物、小型浮游动物、小型浮游植物、微型浮游植物、底栖动物、浮游细菌、底栖细菌、浒苔、水体碎屑、底泥碎屑和鱼粉;综合养殖模式增设了凡纳滨对虾组,并将鱼粉组替换成对虾配合饲料,其他保持不变,总共 15 个生态功能组。

#### 1.2.2 模型关键参数获取

为构建 Ecopath 模型,模型需要输入的参数有:生物量(B)、生产量/生物量系数(P/B)、消耗量系数(Q/B)以及食物组成矩阵等,模型构建使用的数据均为实验前后的平均值。

生物量(B, g/m<sup>2</sup>):特定区域单位时间内所有生物的生物量。滩涂贝类和凡纳滨对虾的生物量来源于投放量和捕获量;底栖动物的生物量以采样样方(25 cm×25 cm)数据进行估算;浒苔生物量为池塘中养殖期间累计捞出货量;通过叶绿素 a 换算浮游植物的湿质量,其中微型和小型浮游植物按照 1:5 进行换算<sup>[16]</sup>;有机碎屑的生物量参考 Pauly 的线性模型进行估算<sup>[17]</sup>;鱼粉和配合饲料的生物量参考养殖期间的投入量;底栖细菌和浮游细菌的生物量用 Petrifilm™ 细菌总数测试片对水体和沉积物中的细菌计数进行估算;浮游动物生物量以浮游生物网对定量水体采集的生物量估算获得。

P/B 系数:单位时间功能组生产量与生物量的比值。滩涂贝类和凡纳滨对虾的 P/B 系数通过养殖期间的投放量、收获量以及养殖期间的采样量来计算;浒苔的 P/B 系数根据养殖期间的收获量与平均值进行换算;浮游植物的 P/B 系数通过现场黑白瓶法测得<sup>[18]</sup>;浮游细菌的 P/B 系数通过挂瓶实验法获得生产力,然后再除以生物量获得<sup>[19]</sup>;浮游动物及底栖细菌的 P/B 系数是以呼吸量和 P/Q 系数进行转换换算,其中 P/Q 系数均取 0.30<sup>[20-22]</sup>;底栖动物的 P/B 系数参考相关文献<sup>[13]</sup>获得。

Q/B 系数:单位时间功能组消耗量与生物量的比值。青蛤、文蛤和泥蚶 Q/B 系数采用 25 °C 下测定的小规格贝类摄食率计算得到<sup>[23]</sup>。凡纳滨对虾通过每天的摄食量及参考相关摄食率文献<sup>[24]</sup>获得;浮游动物<sup>[25]</sup>和浮游细菌<sup>[26]</sup> Q/B 系数通过现场挂瓶实验法测定;底栖细菌的 Q/B 系数根据底泥呼吸量来确定<sup>[27]</sup>;底栖动物的 Q/B 系数参考相关文献<sup>[13]</sup>获得。

食物矩阵:参考相关文献对青蛤、文蛤、泥蚶、凡纳滨对虾<sup>[28]</sup>、底栖动物<sup>[29]</sup>、浮游动物<sup>[30]</sup>、底栖细菌<sup>[13]</sup>和浮游细菌<sup>[13]</sup>的食物来源进行分析,并获得食物组成矩阵。

未同化食物比例:参考现有的文献<sup>[31-32]</sup>,对一般功能组通常取值 0.2,而对于浮游动物、细菌

功能组一般取值 0.4。

### 1.2.3 模型平衡

对于模型的建立,需要保证各功能组不能出现  $EE > 1$  或者  $P/Q > 0.3$  的现象,需要逐步调整模型的  $P/B$ 、 $Q/B$  和食物矩阵,直至输出结果合理。

## 2 Ecopath 模型的输出结果

### 2.1 生态营养学效率

综合养殖模式和贝类单养模式生态系统构建的模型参数见表 1 和表 2,两组模型构建的食物组成矩阵见表 3 和表 4,其中生态营养学效率 (Ecotrophic efficiency, EE) 是模型通过其他参数推算出来的,可以用来反映各功能组生产力的转化效率。在养殖池塘中,投入的虾贝除部分死亡外,其他均在实验结束时进行全部捕获,3 种贝类均表现出很高的 EE 值,而凡纳滨对虾的 EE 值较低仅有 0.462。在贝类单养模式中,由于贝类是绝对的优势种,鱼粉、浮游细菌、小型及微型浮游植物等与贝类滤食相关的功能组 EE 值均较高,而浮游动物及碎屑等较低,最低的是底栖动物和大型浮游动物。在综合养殖模式中,随着凡纳滨对虾功能组的加入,贝类功能组 EE 值较单养模式更高,碎屑、浮游动物、对虾配合饲料等与虾摄食行为相关的功能组 EE 值也都有升高,而与贝类滤食相关的功能组 EE 值均有降低,投入的 2

种人工饵料均得到了充分的利用,但是部分 EE 值较低的功能组在系统中未能得到充分利用而流入到碎屑组中,并以碎屑的形式累积在塘底。

### 2.2 生态系统关键种分析

关键种在生态系统中具有重要作用,关键种的消失或削弱可能会使得整个生态系统发生根本性的改变。Ecopath 模型中以关键度指数和总体效应指数作为关键种重要程度的体现,物种在系统中的地位越重要,这两个指数也越大<sup>[33]</sup>。由图 1 可知:贝类单养模式中的关键物种有大型浮游动物和小型浮游植物,关键度最低的是底栖细菌;综合养殖模式中的关键物种是凡纳滨对虾和小型浮游植物,关键度最低的是底栖动物。随着凡纳滨对虾的加入,系统关键种从大型浮游动物转变成凡纳滨对虾,而浮游植物是两者之间共同的功能组,这也意味着在有贝类养殖的池塘中,保持适当的藻类丰度是至关重要的。

### 2.3 混合营养效益分析

混合营养效益分析能够反映物种之间的相互作用关系,取值范围为  $-1 \sim 1$ , 正值分别代表积极影响和消极影响,颜色的深浅代表功能组之间影响力的大小。从图 2 和图 3 可以看出各功能组对自身均存在较强的消极影响,主要原因在于食物的竞争,即密度制约效应<sup>[34-35]</sup>。由于虾、贝是池塘养殖中的主要对象,营养效益分析也主要针对虾类和贝类。

表 1 贝类单养生态系统 Ecopath 模型的基本输入和测定值

Tab. 1 Input and output parameters of Ecopath model in the shellfish pond

功能组 Group name	生物量 Biomass (B) / (g/m <sup>2</sup> )	生产量/生物量 Production/ Biomass (P/B)	消耗量/生物量 Consumption/ Biomass (Q/B)	生态营养 学效率 Effective efficiency	未同化食物 比例 Unassimilated consumption	人工饵料 输入量 Input food/[g/ (m <sup>2</sup> · 150 d)]
文蛤 <i>Meretrix petechialis</i>	429.60	1.37	29.00	0.839	0.2	
青蛤 <i>Cyclina sinensis</i>	861.10	1.27	25.00	0.905	0.2	
泥蚶 <i>Tegillarca granosa</i>	886.30	1.34	28.00	0.857	0.2	
底栖动物 Macrobenthos	0.50	2.31	7.69	0	0.4	
大型浮游动物 Macrozooplankton	0.40	27.45	91.55	0	0.4	
小型浮游动物 Microzooplankton	1.35	79.43	264.50	0.219	0.4	
底栖细菌 Benthic bacteria	19.50	27.48	91.55	0.004	0.4	
浮游细菌 Bacterioplankton	19.00	27.45	91.55	0.540	0.4	
小型浮游植物 Micro-phytoplankton	242.30	309.60		0.549		
微型浮游植物 Nano-phytoplankton	60.55	389.40		0.499		
浒苔 <i>Ulva prolifera</i>	750.00	45.90		0.022		
鱼粉 Fish meal	72.08			0.780		72.08
水体碎屑 Detritus in water	117.70			0.093		0
底质碎屑 Detritus in sediment	14.40			0.150		0

表 2 综合养殖生态系统 Ecopath 模型的基本输入和测定值

Tab. 2 Input and output parameters of Ecopath model in the shrimp-shellfish pond

功能组 Group name	生物量 Biomass(B)/ (g/m <sup>2</sup> )	生产量/生物量 Production/ Biomass(P/B)	消耗量/生物量 Consumption/ Biomass(Q/B)	生态营养 学效率 Effective efficiency	未同化食物 比例 Unassimilated consumption	人工饵料 输入量 Input food/[g/ (m <sup>2</sup> · 150 d)]
文蛤 <i>Meretrix petechialis</i>	380.40	1.35	29.00	0.851	0.2	
青蛤 <i>Cyclina sinensis</i>	728.00	1.10	25.00	0.953	0.2	
泥蚶 <i>Tegillarca granosa</i>	666.10	1.33	28.00	0.859	0.2	
凡纳滨对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i>	35.88	4.05	13.49	0.462	0.2	
底栖动物 Macrobenthos	0.50	2.31	7.69	0.000	0.4	
大型浮游动物 Macrozooplankton	0.40	27.45	91.55	0.441	0.4	
小型浮游动物 Microzooplankton	1.35	79.43	264.50	0.274	0.4	
底栖细菌 Benthic bacteria	19.50	27.48	91.55	0.094	0.4	
浮游细菌 Bacterioplankton	19.00	27.45	95.55	0.660	0.4	
小型浮游植物 Micro-phytoplankton	242.30	309.60		0.447		
微型浮游植物 Nano-phytoplankton	60.55	389.40		0.406		
浒苔 <i>Ulva prolifera</i>	500.00	45.90		0.023		
对虾配合饲料 Shrimp feeds	286.10			0.981		286.10
水体碎屑 Detritus in water	302.00			0.082		0
底质碎屑 Detritus in sediment	1 145.00			0.039		0

表 3 贝类单养生态系统各消费者食物组成矩阵

Tab. 3 Ecosystem consumer food composition matrix in the shellfish pond

被捕食者 Prey	捕食者 Predator							
	1	2	3	4	5	6	7	8
文蛤 <i>Meretrix petechialis</i>								
青蛤 <i>Cyclina sinensis</i>								
泥蚶 <i>Tegillarca granosa</i>								
底栖动物 Macrobenthos								
大型浮游动物 Macrozooplankton								
小型浮游动物 Microzooplankton					0.64			
底栖细菌 Benthic bacteria				0.55				
浮游细菌 Bacterioplankton					0.08	0.780		
小型浮游植物 Micro-phytoplankton	0.70	0.70	0.70		0.05	0.095		
微型浮游植物 Nano-phytoplankton	0.20	0.20	0.20		0.01	0.020		
浒苔 <i>Ulva prolifera</i>				0.04	0.02			
鱼粉 Fish meal					0.05	0.005	0.01	0.02
水体碎屑 Detritus in water	0.10	0.10	0.10	0.01	0.15	0.100	0.05	0.88
底质碎屑 Detritus in sediment				0.40			0.94	0.10
总计 Sum	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

注:表中数值代表被捕食者生物功能组在捕食者生物功能组的食物组成中所占的比例大小,表中没有数值表示功能组间无捕食关系; 1. 文蛤; 2. 青蛤; 3. 泥蚶; 4. 底栖动物; 5. 大型浮游动物; 6. 小型浮游动物; 7. 底栖细菌; 8. 浮游细菌。

Notes: Values entered in the columns represent the proportion of each prey group in the predator's diet, no values in the columns represent a predation-free relationship between functional groups; 1. *Meretrix petechialis*; 2. *Cyclina sinensis*; 3. *Tegillarca granosa*; 4. Macrobenthos; 5. Macrozooplankton; 6. Microzooplankton; 7. Benthic bacteria; 8. Bacterioplankton.

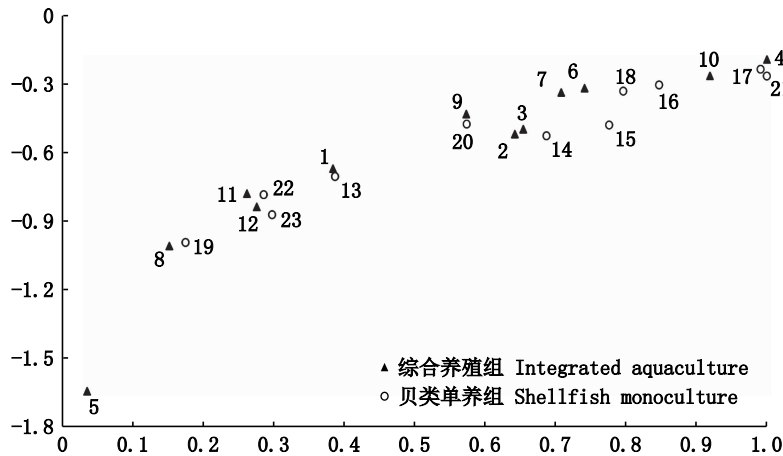
表 4 综合养殖生态系统各消费者食物组成矩阵

Tab. 4 Ecosystem consumer food composition matrix in the shrimp-shellfish pond

被捕食者 Prey	捕食者 Predator								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
文蛤 <i>Meretrix petechialis</i>									
青蛤 <i>Cyclina sinensis</i>									
泥蚶 <i>Tegillarca granosa</i>									
凡纳滨对虾 <i>Litopenaeus vannamei</i>									
底栖动物 Macrobenthos									
大型浮游动物 Macrozooplankton				0.01					
小型浮游动物 Microzooplankton				0.01		0.67			
底栖细菌 Benthic bacteria				0.10	0.55				
浮游细菌 Bacterioplankton				0.10		0.08	0.82		
小型浮游植物 Micro-phytoplankton	0.7	0.7	0.7			0.05	0.10		
微型浮游植物 Nano-phytoplankton	0.2	0.2	0.2			0.01	0.02		
浒苔 <i>Ulva prolifera</i>				0.05	0.04	0.02			
对虾配合饲料 Shrimp feeds				0.58					
水体碎屑 Detritus in water	0.1	0.1	0.1	0.05	0.01	0.17	0.06	0.05	0.95
底质碎屑 Detritus in sediment				0.10	0.40			0.95	0.05
总计 Sum	1.0	1.0	1.0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00

注:表中数值代表被捕食者生物功能组在捕食者生物功能组的食物组成中所占的比例大小,表中没有数值表示功能组间无捕食关系; 1. 文蛤; 2. 青蛤; 3. 泥蚶; 4. 凡纳滨对虾; 5. 底栖动物; 6. 大型浮游动物; 7. 小型浮游动物; 8. 底栖细菌; 9. 浮游细菌。

Notes: Values entered in the columns represent the proportion of each prey group in the predator's diet, no values in the columns represent a predation-free relationship between functional groups; 1. *Meretrix petechialis*; 2. *Cyclina sinensis*; 3. *Tegillarca granosa*; 4. *Litopenaeus vannamei*; 5. Macrobenthos; 6. Macrozooplankton; 7. Microzooplankton; 8. Benthic bacteria; 9. Bacterioplankton.



1、13. 文蛤; 2、14. 青蛤; 3、15. 泥蚶; 4. 凡纳滨对虾; 5、16. 底栖动物; 6、17. 大型浮游动物; 7、18. 小型浮游动物; 8、19. 底栖细菌; 9、20. 浮游细菌; 10、21. 小型浮游植物; 11、22. 微型浮游植物; 12、23. 浒苔。  
1, 13. *Meretrix petechialis*; 2, 14. *Cyclina sinensis*; 3, 15. *Tegillarca granosa*; 4. *Litopenaeus vannamei*; 5, 16. Macrobenthos; 6, 17. Macrozooplankton; 7, 18. Microzooplankton; 8, 19. Benthic bacteria; 9, 20. Bacterioplankton; 10, 21. Microphytoplankton; 11, 22. Nano-phytoplankton; 12, 23. *Ulva prolifera*.

图 1 2种生态系统关键物种分析  
Fig. 1 Key species analysis of the two ecosystems

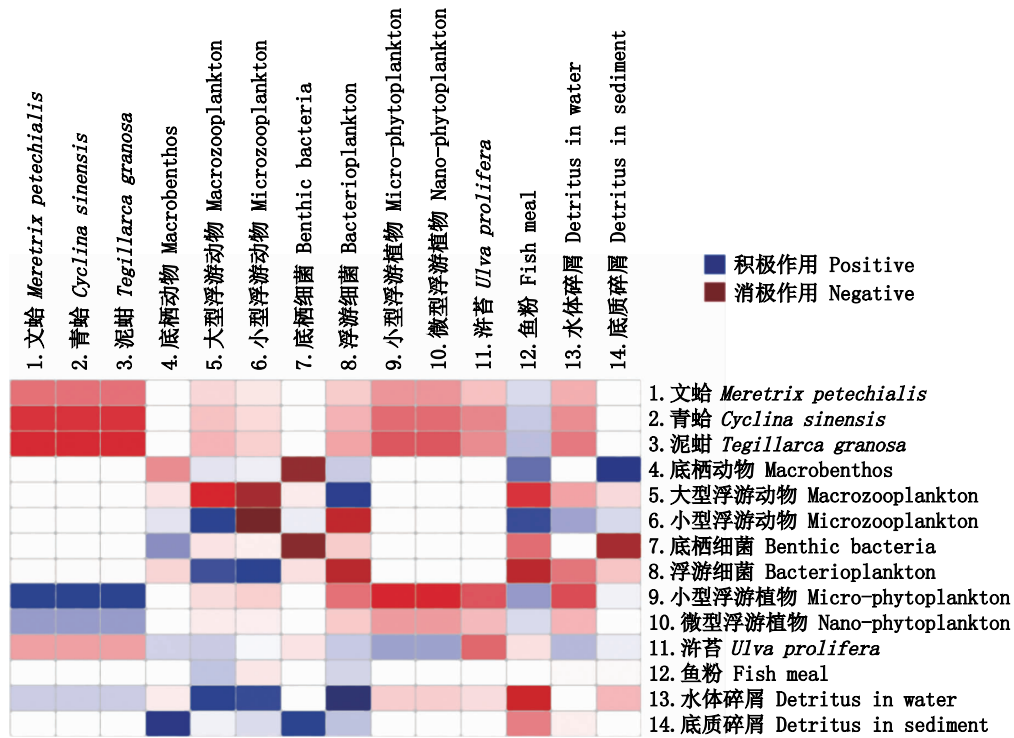


图2 贝类单养生态系统的混合营养效益分析

Fig. 2 Mixed trophic impact analysis of the shellfish pond ecosystem

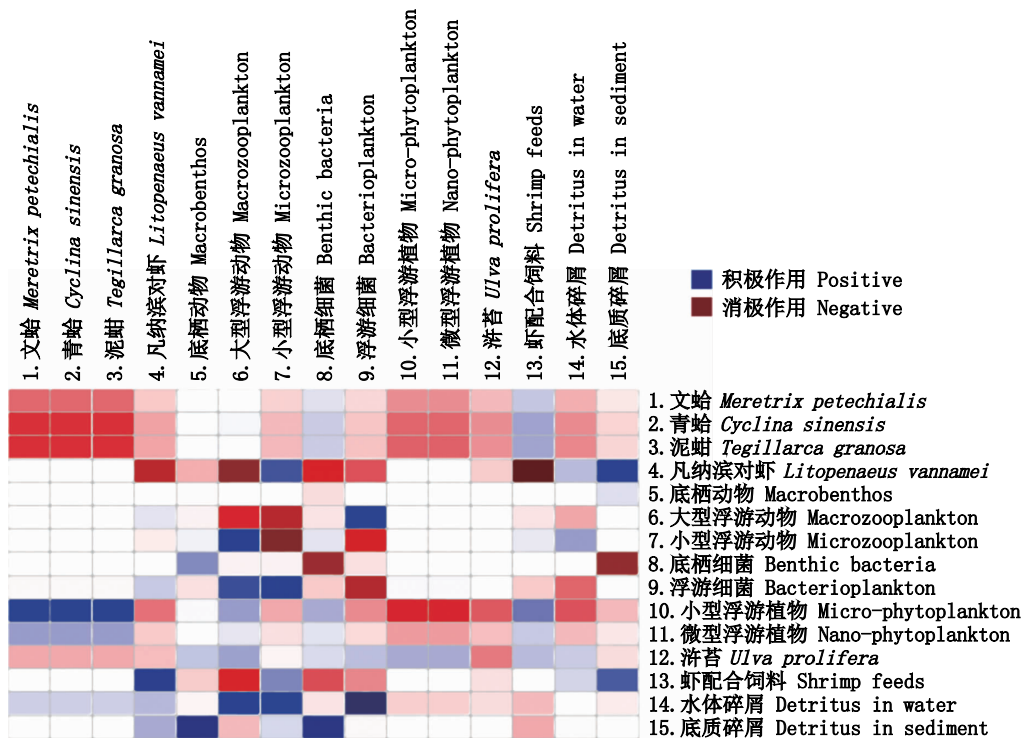


图3 综合养殖生态系统的混合营养效益分析

Fig. 3 Mixed trophic impact analysis of the shrimp and shellfish pond ecosystem

凡纳滨对虾对大型浮游动物和配合饲料积极作用最大,对小型浮游动物和底质碎屑积极作用最大;小型浮游植物对凡纳滨对虾的消极作用最强,配合饲料、底质碎屑和水体碎屑对凡纳滨对虾的积极作用最强,主要原因应该是虾的摄食行为导致。2种养殖模式下3种贝类混合效益分析结果类似,除对自身的消极作用较强外,对小型、微型浮游植物的消极影响也较大,而对鱼粉、配合饲料的积极作用最大;小型浮游植物、微型浮游植物和水体碎屑对贝类的积极作用最大,这表示在贝塘中藻类浓度是至关重要的,鱼粉肥水是本研究中保持藻类浓度的主要方式;而浒苔是生态系统对3种贝类消极作用最大的功能组,在实际生产中也有浒苔过度生长抑制贝类甚至死亡的事件发生,因此在养殖中要及时清理浒苔。混合营养效益分析结果显示,两种养殖模式具有一定的相似性,尤其是与贝类相关的功能组,而两者之间的差异主要表现在大型浮游动物、小型浮游动物、浮游细菌、底栖细菌组以及底质碎屑,这些功能组都与凡纳滨对虾的摄食具有相关性。

#### 2.4 营养级结构和物质流动特征分析

通过对生态系统划分有效营养级,以此来揭示系统中各功能组的营养地位和物质流动特征<sup>[36]</sup>,由图4和图5可以看出两种养殖模式中有效营养级最高的均是大型浮游动物。贝类单养模式中各生物组营养级物质流动结果见图4,物种有效营养级为1.00~3.22,第I营养级由小型和微型浮游植物、浒苔、鱼粉、水体及底质碎屑组成,第II营养级的功能组有文蛤、泥蚶、青蛤、浮游细菌以及底栖细菌,底栖动物和小型浮游动物介于第II、III营养级之间,有效营养级最高的是大型浮游动物。

图5描述的是综合养殖模式的物质流动过程,各功能组的有效营养级为1.00~3.30,综合养殖模式中大型浮游动物营养级略高于贝类单

养模式,凡纳滨对虾与底栖动物和小型浮游动物功能组一起介于第II、III营养级之间,其他功能组的营养级基本与贝类单养模式相同。不同的是,综合养殖模式的碎屑功能组,其生物量和流通量均高于贝类单养模式,浒苔的物质流通量和利用率也高于贝类单养模式。

#### 2.5 生态系统内物质流动分析

由图6可知:贝类单养生态系统中各营养级间的物质流动总共有4个营养级,系统内物质流通量呈典型的金字塔形,其中由碎屑组(D)、浮游植物组(P)和浒苔(P)构成第I营养级,物质流通量最大,第I、II、III、IV营养级中占总流通量的比例分别为69.440%、30.410%、0.141%和0.009%。第I营养级中,生产者的流通量明显高于碎屑组,生产者的生物量为1053 g/m<sup>2</sup>,物质流通量占64.800%,而碎屑流通量仅仅占4.640%,其中碎屑组中有9452 g/(m<sup>2</sup>·150 d)进入食物链参与物质循环。第I、II之间的传输效率最大,从第I流向第II营养级的流量约占第I营养级总物质流量的26.50%,第II营养级之后传输效率明显降低,第II、III和第III、IV之间的传输效率仅为4.47%和6.33%。

由图7可知:综合养殖生态系统各营养级间的物质流动总共有5个营养级。系统内物质流通量呈典型的金字塔形,综合养殖模式第I营养级的物质流通量占系统总流通量的76.177%。第II、III、IV、V营养级的流通量占比分别为23.628%、0.183%、0.011%和0.001%。综合养殖模式中生产者的物质流通量占55.369%,碎屑组的物质流通量占20.808%,其中进入食物链参与物质循环有8695 g/(m<sup>2</sup>·150 d)。传输效率也是在第I、II之间最大,约占第I营养级总物质流量的52.10%,而第IV、V之间流通量小于2.70 g/(m<sup>2</sup>·150 d),可以忽略不计,第II、III和第III、IV之间的传输效率仅为4.66%和9.67%。

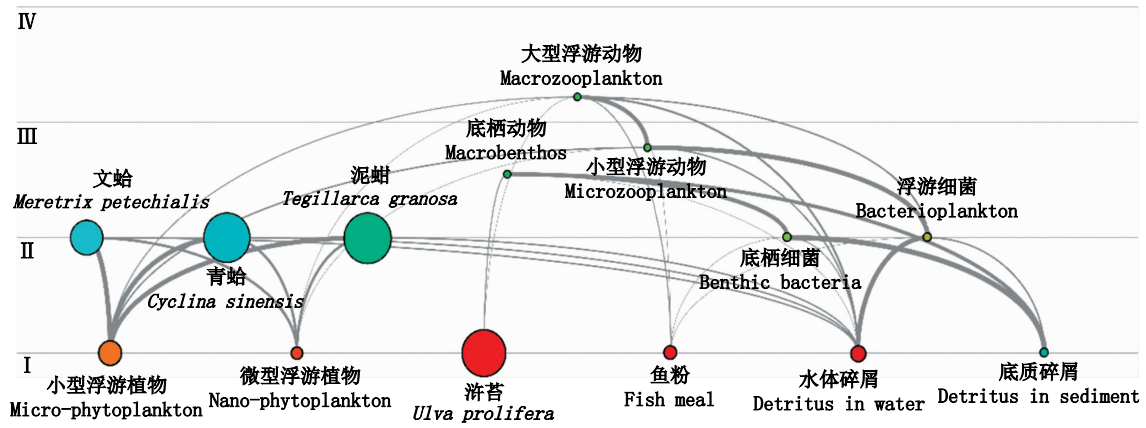


图 4 贝类单养生态系统各功能组的营养级与物质流动

Fig. 4 Trophic level and energy flow of the groups in the shellfish pond ecosystem

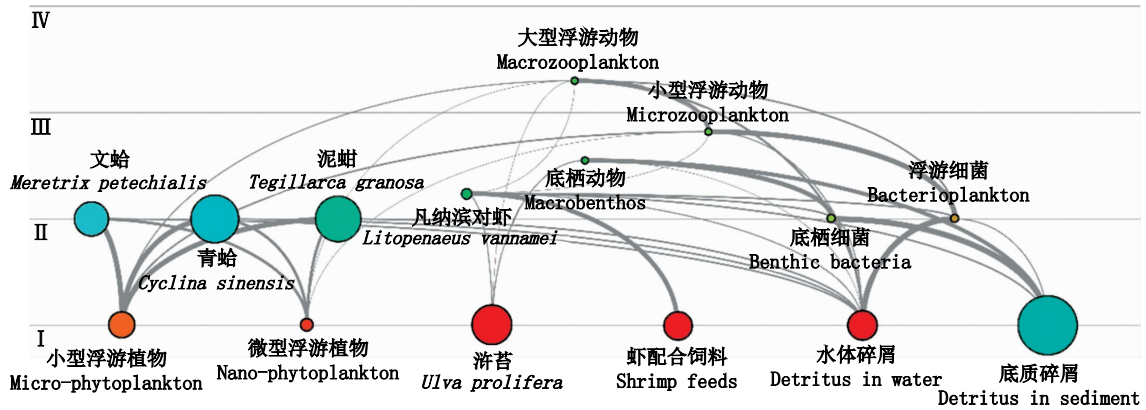


图 5 综合养殖生态系统各功能组的营养级与物质流动

Fig. 5 Trophic level and energy flow of the groups in the shrimp-shellfish pond ecosystem

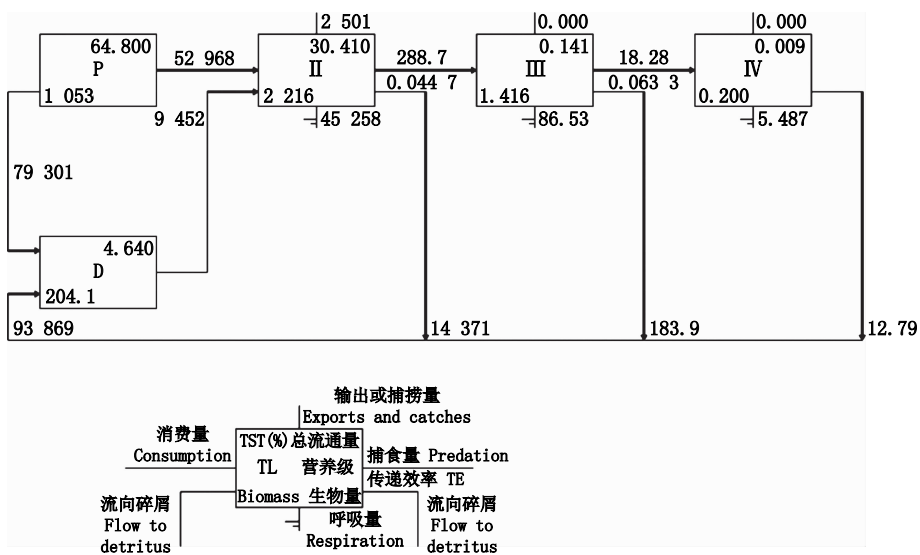


图 6 贝类单养生态系统各营养级之间的物质流动

Fig. 6 Trophic flows transmitted through aggregated trophic levels in the shellfish pond ecosystem



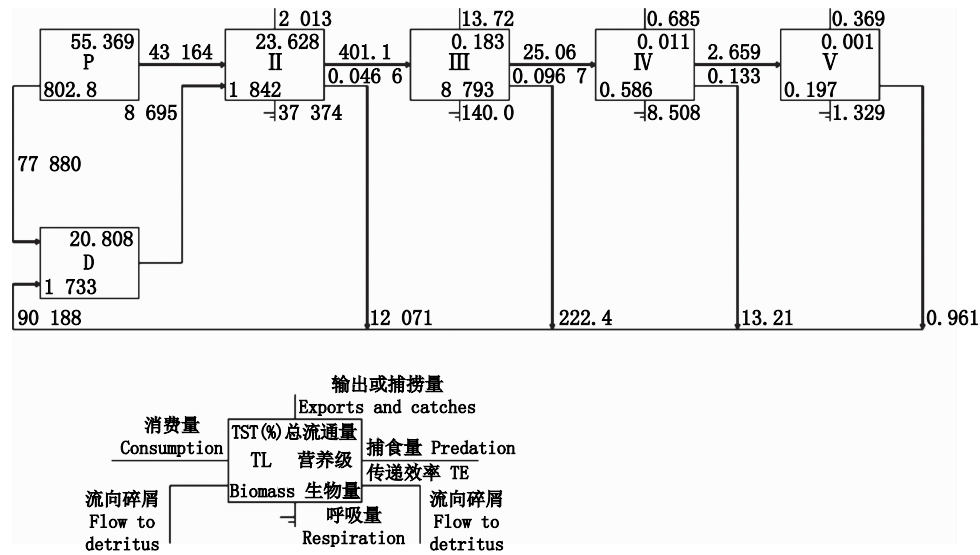


图 7 综合养殖生态系统各营养级之间的物质流动

Fig. 7 Trophic flows transmitted through aggregated trophic levels in the shrimp-shellfish pond ecosystem

2 种养殖模式之间的物质流通量均呈现典型的金字塔形,第 I 营养级的物质流通量最大,且综合养殖模式高于贝类单养模式;营养级的物质传输效率均在第 I、第 II 营养级之间最大,但综合养殖模式远高于贝类单养模式;其余几个营养级之间传输效率均较低,但综合养殖模式稍高于贝类单养模式。

2.6 混合池塘生态系统的总体特征

由表 5 可知:贝类单养模式系统物质总流通量为 205 285.30 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),其中:摄食量为 62 726.68 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 30.56%;总输出 3 251.32 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 1.58%;总呼吸量为 45 350.23 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 22.09%;总碎屑生产力为 93 957.13 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 45.77%。系统净生产力为 87 669.02 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),系统连接指数为 0.256,系统杂食指数为 0.049, Finn's 循环指数为 2.75%,模型置信指数为 0.643。

虾贝综合生态系统物质总流通量为 219 508.09 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),其中:摄食量为 52 288.63 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 23.82%;总输出 2 527.84 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的

1.15%;总呼吸量为 37 524.12 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 17.09%;总碎屑生产力为 127 167.50 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),占总流通量的 57.93%。系统净生产力为 84 020.14 g/(m<sup>2</sup> · 150 d),系统连接指数为 0.250,系统杂食指数为 0.065, Finn's 循环指数为 13.21%,模型置信指数为 0.638。

综合养殖模式总物质流通量高于贝类单养模式,综合养殖模式中除流向碎屑的量高于贝类单养模式外,总摄食、总输出、总呼吸均低于综合养殖模式。Ecopath 模型中有较多参数可以用来评价系统的稳定性和复杂性,如系统连接指数、系统杂食指数、初级生产力/总生物量、初级生产力/总呼吸等。就模型输出结果而言,两者的 4 个特征参数均差异较小:除综合养殖模式的系统连接指数要低于贝类单养模式,其余的 3 个评价指标均要高于贝类单养模式;Finn's 循环指数用来表示系统内食物链的复杂程度,在凡纳滨对虾的加入后综合养殖模式的循环指数明显高于贝类单养模式;模型置信指数是用来反映构建 Ecopath 模型的可信度,贝类单养模式的置信指数略高于综合养殖模式。

表 5 2 种养殖模式下池塘生态系统 Ecopath 模型总体特征表  
 Tab. 5 Ecosystem attributes for the Ecopath model of the two aquaculture modes

特征参数 Attribute parameters	数值 Values	
	贝类单养 Shellfish pond	综合养殖 Integrated pond
总摄食 Sum of all consumption/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	62 726. 68	52 288. 63
总输出 Sum of all exports/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	3 251. 32	2 527. 84
总呼吸 Sum of all respiratory flows/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	45 350. 23	37 524. 12
总流向碎屑量 Sum of all flows into detritus/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	93 957. 13	127 167. 30
总物质流量 Total system throughput/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	205 285. 30	219 507. 91
总生产力 Sum of all production/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	137 065. 91	125 066. 60
总初级生产力 Calculated total net primary production/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	133 019. 30	121 544. 30
系统净生产力 Net system production/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	87 669. 02	84 020. 14
总生物量/总物质流 Total biomass/Total throughput	0. 016	0. 012
总生物量(不含碎屑) Total biomass(excluding detritus)/[g/(m <sup>2</sup> · 150 d)]	3 270. 68	2 653. 98
初级生产力/总生物量 Total primary production/Total biomass	40. 670	45. 800
初级生产力/总呼吸 Total primary production/Total respiration	2. 933	3. 239
系统连接指数 Connectance index	0. 256	0. 243
系统杂食指数 System omnivory index	0. 049	0. 065
Finn's 循环指数 Finn's cycling index/%	2. 75	13. 21
模型置信指数 Pedigree index	0. 643	0. 638

### 3 讨论

本研究基于 Ecopath 模型在物质流通角度分析了两种养殖模式下的营养级结构和生态系统特征, Ecopath 模型经常被用于研究海洋、湖泊等大水面水体, 与这些大水面生态系统相比, 池塘生态系统能量来源基本上以人工添加的饲料为主, 因其具有水体小, 生物组成单一, 优势种明显等优点而便于进行人为控制。目前国内已经出现了基于 Ecopath 模型来分析池塘养殖模式的研究: 周波等<sup>[14,37]</sup> 构建了草鱼综合养殖模式 Ecopath 模型, 对生态系统的结构和功能进行综合量化分析; 汪倩等<sup>[38]</sup> 对比了稻-蟹共作模式和稻田单作模式的 Ecopath 模型, 发现稻-蟹生态系统具有更好的成熟度和稳定性, 进一步确定了蟹-稻共作模式的合理性和科学性; 奉杰等<sup>[13]</sup> 利用 Ecopath 模型分析了海水蟹-虾-鱼综合养殖模式的能量流动; 曾宪磊等<sup>[39]</sup> 利用 Ecopath 模型从能量量化的角度分析传统池塘、分隔式池塘和序批式池塘之间的差异。本研究对池塘生态系统中涉及到的各个部分进行细化, 将两种养殖模式分别划分成 14 和 15 个功能组, 并构建 Ecopath 生态模型, 以此分析不同养殖模式之间的差异性。

根据模型输出结果, 两种养殖模式的生态系统中物质流量与营养级成反比, 在第 I、第 II 营养级之间流量最大。LINDEMAN<sup>[40]</sup> 指出自

然生态系统的平均传递效率为 10%, 但两个系统的传递效率仅在第 I、第 II 营养级之间高于 10%, 其他均低于 10%。这种前两个营养级之间的传递效率远高于 10% 的现象, 在太湖<sup>[41]</sup>、千岛湖<sup>[42]</sup> 生态系统构建的 Ecopath 模型中具有相似结果。有研究<sup>[43]</sup> 认为在养殖系统中, 可能是部分的浮游植物直接通过吸收人工饵料的营养来繁殖生长, 这就导致了该部分的浮游植物从生产者转变成消费者, 从而增大了在第 I、第 II 营养级之间的传递效率。在加入了凡纳滨对虾功能组后, 除碎屑组和浮游植物组, 系统其他功能组的 EE 值均有提升, 这意味着通过增加消费者功能组对提升系统中物质利用率具有巨大作用。另一方面, 凡纳滨对虾功能组的加入导致碎屑功能组 EE 值降低, 但系统物质流量中碎屑链流量占比增高, 从单养模式的 4. 64% 增长到综合养殖模式的 20. 808%; 牧食链的占比从 64. 80% 降到 55. 369%, 提升了系统整体的物质流量。张天文<sup>[43]</sup> 在对比高位池精养和生态养殖的碳流量的研究中指出过剩的虾饲料是导致碎屑组物质流量增大的直接原因, 饲料的溶出导致水体和底质碎屑生物量加大, 整体的物质流量也随之在增大, 致使综合养殖模式较贝类单养模式碎屑链流量比例增大。

模型自身具有众多用于评价的指标和参数, 置信 (Pedigree) 指数就是用来描述模型的准确

性,根据相关文献<sup>[44]</sup>报告, Pedigree 指数为 0.164~0.676 时表明该模型有较高的准确性,而本研究两种模式下输出的 Pedigree 指数分别是 0.643 和 0.638,表示该模型能对实际情况有较好的描述性。模型中连接指数和杂食指数可以用来体现生态系统稳定性和成熟度,这两个指数越接近于 1 表示稳定性和成熟度越高<sup>[45]</sup>,维持系统的稳定性和成熟度有助于抵抗外界带来的干扰。根据模型结果,本研究中的模型 2 个参数均较低,即稳定性差和成熟度低。食物链短、营养结构单一、食物链“线条化”是池塘生态系统最显著的特征,这是造成连接指数和杂食指数低的主要原因。增加高等级的营养级物种,可以增加生态系统实物量的复杂程度,增强系统抗干扰能力。从 2 个模型的 EE 值和 Lindeman 物质流量图可以发现系统中存在大量能量被滞留在碎屑中,单养模式和综合养殖模式中流入碎屑的流量占比分别达到 73.5% 和 47.9%。底栖生物生活在底泥中,底质碎屑是其主要的食物来源,但本系统中的底栖动物生物量过低,因而在后续可以增加底栖动物种类或者生物量,如增加螺类或多毛类等大型底栖生物的放养密度。有研究<sup>[46]</sup>表明,螺类的相关习性可以促使底泥再悬浮,促进底质中的能量物质再循环,而且对抑制水体中附着型藻类的生长具有一定的作用。浒苔是在养殖过程产生的副产物,在本研究中生物量过高,在实验塘中一定程度上对虾、贝生长造成了负面影响,而且在生产活动中也被养殖户时常清理。啃咬性鱼类如点篮子鱼有啃食浒苔的习惯<sup>[47]</sup>,可以引进系统中并通过点篮子鱼的摄食行为来清除,这既能降低附着藻类对养殖生物(虾贝)造成的影响,还能增加池塘养殖效益,促进了系统食物链的复杂化,提升了系统的稳定性。除了底质碎屑能量过剩,生产者的初级生产力也有部分流入碎屑组,两种养殖系统的净生产力均为正值,奉杰等<sup>[13]</sup>的研究表示梭鱼因其广大的摄食食谱,对池塘生态系统中的浮游植物、附壁植物以及浮游动物均具有消极影响,而且梭鱼在温台地区具有较大的养殖产量,因此可以考虑在本研究中引入梭鱼来提升资源利用率。根据混合营养效率分析结果显示,凡纳滨对虾功能组主要对浮游生物和碎屑产生影响,对 3 种贝类功能组的混合营养效益未产生明显改变,因此也可以通过增加虾的种

类来实现过剩营养物质的再吸收,物种数量的增加对提升生态系统的稳定性也具有较大作用。根据 Lindeman 物质流量结果显示,贝类单养模式和综合养殖模式中分别有 173 170 g/(m<sup>2</sup> · 150 d) 和 33 395.82 g/(m<sup>2</sup> · 150 d) 的物质质量未被利用而流入碎屑组,如果将这部分物质进行循环利用,按照 Lindeman 平均转化效率(10%)换算,在相同大小的池塘中每年每平方米将分别增加约 42 kg 和 8 kg 的产量。

#### 参考文献:

- [1] 国家统计局. 2021 中国渔业统计年鉴[M]. 北京: 中国统计出版社, 2021.  
National Bureau of Statistics. China fishery statistical yearbook [M]. Beijing: China Statistical Publishing House, 2021.
- [2] CHOPIN T. Integrated multi-trophic aquaculture: What it is and why you should care ... and don't confuse it with polyculture[J]. North Aquacult, 2006, 12(4): 4.
- [3] 马雪健, 刘大海, 胡国斌, 等. 多营养层次综合养殖模式的发展及其管理应用研究[J]. 海洋开发与管理, 2016, 33(4): 74-78.  
MA X J, LIU D H, HU G B, et al. Development of integrated multi-trophic aquaculture mode and its application on management[J]. Ocean Development and Management, 2016, 33(4): 74-78.
- [4] 包炎琳. 岛礁鱼-贝 IMTA 模式构建及对附近海域生态环境的影响[D]. 上海: 上海海洋大学, 2020.  
BAO Y L. The construction of the island reef fish-shell IMTA model and its impact on the ecological environment of the nearby sea area [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2020.
- [5] 张继红, 吴桃, 高亚平, 等. 5 种滤食性贝类对牙鲆的粪便、残饵及网箱养殖区沉降物的摄食行为[J]. 水产学报, 2013, 37(5): 727-734.  
ZHANG J H, WU T, GAO Y P, et al. Feeding behavior of 5 species filter-feeding bivalves on *Paralichthys olivaceus* feed, fecal and sediment particulates in cage farming area [J]. Journal of Fisheries of China, 2013, 37(5): 727-734.
- [6] 陈丽红. 刺参-柄海鞘的混养系统构建及互利效应研究[D]. 大连: 大连理工大学, 2019.  
CHEN L H. Integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) system and mutually beneficial effects of *Apostichopus japonicas* and *Styela clava* [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2019.
- [7] 叶孝飞, 刘庆辉, 陆慧琳, 等. 贝类混养模式探索: 贝、海藻、海胆的 IMTA 模式分析[J]. 水产科技情报, 2021, 48(4): 192-196.  
YE X F, LIU Q H, LU H L, et al. Research on the mixed

- polyculture patterns of shellfish; IMTA model analysis of shellfish, algae and sea urchin [J]. *Fisheries Science & Technology Information*, 2021, 48(4): 192-196.
- [8] 王瑞,米玮洁,李睿,等. 基于 Ecopath 模型的南湾水库生态系统结构与功能定量分析[J]. *三峡生态环境监测*, 2018, 3(4): 37-46.
- WANG R, MI W J, LI R, et al. Quantitative analysis of the ecosystem structure and function of the Nanwan reservoir based on Ecopath model [J]. *Ecology and Environmental Monitoring of Three Gorges*, 2018, 3(4): 37-46.
- [9] 齐延凯,陈曦,郭楠楠,等. 基于生态通道模型的鲢鳙淀生态系统营养结构和能量流动研究[J]. *中国水产科学*, 2021, 28(6): 762-772.
- QI Y K, CHEN X, GUO N N, et al. Nutrient structure and energy flow in the Shihoudian Lake ecosystem based on the Ecopath model [J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2021, 28(6): 762-772.
- [10] 王玮,王俊杰,左平,等. 基于 Ecopath 模型的西南黄海生态系统结构和能量流动分析[J]. *应用海洋学学报*, 2019, 38(4): 528-539.
- WANG W, WANG J J, ZUO P, et al. Analysis of structure and energy flow in southwestern Yellow Sea ecosystem based on Ecopath model [J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2019, 38(4): 528-539.
- [11] 孔业富,尹成杰,王林龙,等. 基于 Ecopath 模型的三门湾生态系统结构与功能[J]. *应用生态学报*, 2022, 33(3): 829-836.
- KONG Y F, YIN C J, WANG L L, et al. Ecosystem structure and function of Sanmen Bay based on Ecopath model [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2022, 33(3): 829-836.
- [12] 刘鸿雁,杨超杰,张沛东,等. 基于 Ecopath 模型的崂山湾人工鱼礁区生态系统结构和功能研究[J]. *生态学报*, 2019, 39(11): 3926-3936.
- LIU H Y, YANG C J, ZHANG P D, et al. An Ecopath evaluation of system structure and function for the Laoshan Bay artificial reef zone ecosystem [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2019, 39(11): 3926-3936.
- [13] 奉杰,田相利,董双林,等. 基于 EwE 模型的三疣梭子蟹、凡纳滨对虾和鲢鱼混养系统的能流分析[J]. *中国海洋大学学报*, 2018, 48(4): 24-36.
- FENG J, TIAN X L, DONG S L, et al. Energy flux analysis of *Portunus trituberculatus-Litopenaeus vannamei-Liza haematocheili* polyculture system based on EwE model [J]. *Periodical of Ocean University of China*, 2018, 48(4): 24-36.
- [14] 周波. 基于 EwE 模型的草鱼综合养殖池塘生态系统研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2015.
- ZHOU B. Research on Grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) integrated aquaculture pond ecosystem; based on EwE model [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2015.
- [15] 于佳,刘佳睿,王利,等. 基于 Ecopath 模型的千岛湖生态系统结构和功能分析[J]. *水生生物学报*, 2021, 45(2): 308-317.
- YU J, LIU J R, WANG L, et al. Analysis on the ecosystem structure and function of lake Qiandao based on Ecopath model [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2021, 45(2): 308-317.
- [16] 王增焕,李纯厚,贾晓平. 应用初级生产力估算南海北部的渔业资源量[J]. *海洋水产研究*, 2005, 26(3): 9-15.
- WANG Z H, LI C H, JIA X P. The fishery production from the north part of the South China Sea using the primary production method [J]. *Marine Fisheries Research*, 2005, 26(3): 9-15.
- [17] PAULY D, SORIANO-BARTZ M L, PALOMARES M L D. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models [M]//CHRISTENSEN V, PAULY D. *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. Manila: ICLARM, 1993: 1-13.
- [18] 王骥. 浮游植物的初级生产力与黑白瓶测氧法[J]. *淡水渔业*, 1980(3): 26-30.
- WANG J. The primary productivity of phytoplankton and the black and white bottle oxygen measurement method [J]. *Freshwater Fisheries*, 1980(3): 26-30.
- [19] MORIARTY D J W. Bacterial productivity in ponds used for culture of penaeid prawns [J]. *Microbial Ecology*, 1986, 12(3): 259-269.
- [20] RICHMAN S, DODSON S I. The effect of food quality on feeding and respiration by *Daphnia* and *Diaptomus* [J]. *Limnology and Oceanography*, 1983, 28(5): 948-956.
- [21] STRAILE D. Gross growth efficiencies of protozoan and metazoan zooplankton and their dependence on food concentration, predator-prey weight ratio, and taxonomic group [J]. *Limnology and Oceanography*, 1997, 42(6): 1375-1385.
- [22] WINBERG G G. Some interim results of soviet IBP investigations on Lakes [M]//KAJAK Z, HILLBRICHT-ILKOWSKA A. *IBP-UNESCO Symposium on Productivity Problems of Freshwaters*. Kazimierz: Polish Scientific Publisher, 1972: 363-381.
- [23] 胡高宇,张翔,林兴管,等. 温度对文蛤生理代谢的影响[J]. *浙江农业学报*, 2020, 32(9): 1581-1590.
- HU G Y, ZHANG X, LIN X G, et al. Effect of temperature on physiology metabolism of *Meretrix petechialis* [J]. *Acta Agriculturae Zhejiangensis*, 2020, 32(9): 1581-1590.
- [24] 齐明,申玉春,朱春华,等. 凡纳滨对虾不同阶段摄食人工饲料生长效率的初步研究[J]. *渔业现代化*, 2010, 37(2): 34-37, 68.
- QI M, SHEN Y C, ZHU C H, et al. A primary study on conversion efficiency of *Litopenaeus vannamei* feed on artificial diets [J]. *Fishery Modernization*, 2010, 37(2): 34-37, 68.
- [25] 李德尚,卢敬让,徐宁,等. 一种用于现场测定的池塘底泥呼吸器[J]. *青岛海洋大学学报*, 1998, 28(2): 205-209.

- LI D S, LU J R, XU N, et al. A device of *in situ* sediment-respiration-determining apparatus used in pond[J]. Journal of Ocean University of Qingdao, 1998, 28(2): 205-209.
- [26] 刘国才, 李德尚, 董双林, 等. 对虾养殖围隔生态系统中的细菌碳代谢[J]. 水产学报, 1999, 23(4): 357-362.
- LIU G C, LI D S, DONG S L, et al. Metabolism of bacterial carbon in shrimp cultural enclosure ecosystems[J]. Journal of Fisheries of China, 1999, 23(4): 357-362.
- [27] HARGRAVE B T. Aerobic decomposition of sediment and detritus as a function of particle surface area and organic content[J]. Limnology and Oceanography, 1972, 17(4): 583-586.
- [28] 李由明, 黄翔鹤, 王平, 等. 利用碳稳定同位素技术对凡纳滨对虾食性变化的分析[J]. 广东农业科学, 2013, 40(20): 125-128.
- LI Y M, HUANG X H, WANG P, et al. Analysis on diet of *Litopenaeus vannamei* using tracer technology of carbon stable isotope [J]. Guangdong Agricultural Sciences, 2013, 40(20): 125-128.
- [29] 王诗红, 张志南. 日本刺沙蚕摄食沉积物的实验研究[J]. 青岛海洋大学学报, 1998, 28(4): 587-592.
- WANG S H, ZHANG Z N. Study of *Neanthes japonica* feeding on natural sediment[J]. Journal of Ocean University of Qingdao, 1998, 28(4): 587-592.
- [30] 李纯厚, 林婉莲. 武汉东湖浮游动物对浮游细菌的牧食力研究[J]. 生态学报, 1995, 15(2): 142-147.
- LI C H, LIN W L. Grazing rate of zooplankton on bacterioplankton in lake Donghu, Wuhan[J]. Acta Ecologica Sinica, 1995, 15(2): 142-147.
- [31] BRADFORD-GRIEVE J M, PROBERT P K, NODDER S D, et al. Pilot trophic model for subantarctic water over the Southern Plateau, New Zealand; a low biomass, high transfer efficiency system[J]. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2003, 289(2): 223-262.
- [32] BRETT J R. Rate of metabolism and food requirements of fishes[J]. Copeia, 1962, 1962(2): 475-476.
- [33] LIBRALATO S, CHRISTENSEN V, PAULY D. A method for identifying keystone species in food web models [J]. Ecological Modelling, 2006, 195(3/4): 153-171.
- [34] HANNON B, JOIRIS C. A seasonal analysis of the southern North Sea ecosystem [J]. Ecology, 1989, 70(6): 1916-1934.
- [35] HANNON B. The structure of ecosystems [J]. Journal of Theoretical Biology, 1973, 41(3): 535-546.
- [36] ULANOWICZ R E. Growth and development; ecosystem phenomenology[J]. Estuaries, 1988, 11(1): 73-74.
- [37] 周波, 董双林, 王芳. 草鱼-鲢-鲤混养生态系统的EwE模型分析[J]. 中国海洋大学学报, 2016, 46(4): 28-36.
- ZHOU B, DONG S L, WANG F. Modeling analysis of the structure of grass carp-silver carp-common carp polycultured pond ecosystem[J]. Periodical of Ocean University of China, 2016, 46(4): 28-36.
- [38] 汪倩, 胡庚东, 宋超, 等. 基于Ecopath评估蟹-稻复合生态系统营养结构和能量流动[J]. 生态学报, 2020, 40(14): 4852-4862.
- WANG Q, HU G D, SONG C, et al. Evaluation of nutritional structure and energy flow of crab-rice complex ecosystem based on an Ecopath model [J]. Acta Ecologica Sinica, 2020, 40(14): 4852-4862.
- [39] 曾宪磊, 魏宝成, 刘兴国, 等. 基于Ecopath模型的复合养殖池塘构建[J]. 水产学报, 2018, 42(5): 711-719.
- ZENG X L, WEI B C, LIU X G, et al. Analysis of compound culturing pond build based on Ecopath model [J]. Journal of Fisheries of China, 2018, 42(5): 711-719.
- [40] LINDEMAN R L. The trophic-dynamic aspect of ecology [J]. Bulletin of Mathematical Biology, 1991, 53(1/2): 167-191.
- [41] 赵旭昊, 徐东坡, 任洸, 等. 基于Ecopath模型的太湖鲢鳙生态容量评估[J]. 中国水产科学, 2021, 28(6): 785-795.
- ZHAO X H, XU D P, REN L, et al. Assessment of the ecological carrying capacity of silver and bighead carp in the Taihu Lake based on Ecopath model [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(6): 785-795.
- [42] 邓悦, 郑一琛, 常剑波. 利用Ecopath模型评价鲢鳙放养对千岛湖生态系统的影响[J]. 生态学报, 2022, 42(16): 6853-6862.
- DENG Y, ZHENG Y C, CHANG J B. Evaluation of the effect of stocking silver carp and bighead carp on the ecosystem of Qiandao Lake using Ecopath model [J]. Acta Ecologica Sinica, 2022, 42(16): 6853-6862.
- [43] 张天文. 对虾高位池精养模式和生态养殖模式中碳流通特征的解析[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2011.
- ZHANG T W. The model of Carbon flux in invasive peaeid shrimp culture and ecological cultivation [D]. Qingdao: Ocean University of China, 2011.
- [44] MORISSETTE L. Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience: a comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence [D]. Vancouver: University of British Columbia, 2007.
- [45] VASCONCELLOS M, MACKINSON S, SLOMAN K, et al. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis [J]. Ecological Modelling, 1997, 100(1/3): 125-134.
- [46] 马文华. 螺类对附着藻类的摄食生态研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014.
- MA W H. The feeding ecology of snails on benthic algae [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2014.
- [47] 胡成硕, 刘鉴毅, 赵峰, 等. 点篮子鱼幼鱼摄食浒苔的习性及生长特征[J]. 海洋渔业, 2015, 37(4): 349-356.
- HU C S, LIU J Y, ZHAO F, et al. Feeding habits on *Enteromorpha prolifera* and growth characteristics of juvenile *Siganus guttatus* [J]. Marine Fisheries, 2015, 37(4): 349-356.

## Comparative analysis of main breeding models of seawater pond based on Ecopath model

HU Gaoyu<sup>1,2,3</sup>, ZHANG Xiang<sup>1</sup>, HUANG Xiaolin<sup>1</sup>, XIAO Guoqiang<sup>1,2</sup>, CAI Jingbo<sup>1</sup>

(1. Zhejiang Mariculture Research Institute, Wenzhou 325005, Zhejiang, China; 2. Zhejiang Key Laboratory of Exploitation and Preservation of Coastal Bioresource, Wenzhou 325005, Zhejiang, China; 3. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** To reveal the material flow characteristics of mariculture pond ecosystems of shellfish monoculture and shellfish-shrimp integrated culture, two Ecopath models composed of 14 and 15 functional groups respectively were constructed. The results showed that the material transfer efficiency between I and II trophic levels of the integrated culture mode (52.1%) was higher than shellfish monoculture mode (26.5%), and the proportion of material flows in the detritus group (20.81%) was also higher than the shellfish monoculture mode (4.64%). Compared to the shellfish monoculture mode, the key species of the integrated culture mode changed from macroplankton to *Litopenaeus vannamei*, while the mixed trophic impact analysis showed that the shrimp group obviously affected plankton and detritus groups, resulting in the fact that effective efficiency (EE value) of zooplankton increased, and the phytoplankton EE value decreased. The mixed trophic impact of shellfish group was not changed between the two modes. The Finn's cycling index of the monoculture and integrated culture system were 2.75% and 13.21%, the connectance index were 0.256 and 0.250, and the system omnivory index were 0.049 and 0.065, respectively. The results suggest that the food web in integrated culture mode was more complex, and the system structure was better than that of the shellfish monoculture mode, indicating that there is improvement potential for the two system. In order to improve the system stability, feed utilization and breeding efficiency stability, functional groups at different trophic levels could be introduced to the system.

**Key words:** seawater pond; integrated aquaculture; Ecopath ecological model; material flows analysis