

## 红树林种植-养殖耦合系统的养殖生态容量

徐姗楠<sup>1</sup>, 陈作志<sup>2</sup>, 郑杏雯<sup>1</sup>, 黄小平<sup>3</sup>, 李适宇<sup>1</sup>

(1. 中山大学 环境科学与工程学院, 广东 广州 510275; 2. 农业部海水养殖生态与质量控制重点开放实验室, 中国水产科学研究院 南海水产研究所, 广东 广州 510300; 3. 中国科学院海洋生物资源可持续利用重点实验室, 中国科学院 南海海洋研究所, 广东 广州 510301)

**摘要:** 养殖容量是渔业可持续发展的核心。根据2008年10月至2009年8月的数据, 构建了红树林种植-养殖耦合系统的生态通道模型(ECOPATH), 利用该模型分析了耦合系统的能量流动和系统特征, 并估算了该系统的养殖生态容量。结果表明, 红树林种植-养殖耦合系统生态通道模型由14个功能群构成, 各功能群的营养级范围为1.00~3.05。系统内各营养级间的平均能流效率为6.9%, 其中7.2%来自碎屑, 6.6%来自于初级生产者, 能流转化效率低的原因在于系统大部分能量回流至碎屑, 表明系统主要以碎屑食物链为主要能流通道。系统的特征统计学参数: 总初级生产量/总呼吸量(TPP/TR)为8.021, 结合较低的系统连接指数(CI=0.243)、Finn' 循环指数(FCI=0.26)和能流平均路径(MPL=2.139), 综合表明该生态系统尚处于发育初期。滩涂红树林种植-养殖耦合系统中主要养殖品种为尼罗罗非鱼(*Oreochromis niloticus*)、草鱼(*Ctenopharyngodon idellus*)、鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)和鳙(*Aristichthys nobilis*)。本研究定义养殖生态容量为不显著改变生态系统食物网结构或能流流量时的最大现存量。结果表明, 系统中尼罗罗非鱼、草鱼、鲢和鳙的养殖生态容量分别为5.82 t/hm<sup>2</sup>、1.81 t/hm<sup>2</sup>、2.62 t/hm<sup>2</sup>和4.76 t/hm<sup>2</sup>。研究还分析了ECOPATH模型参数不确定性的影响及模型的敏感度。[中国水产科学, 2010, 17(3): 393-403]

**关键词:** 生态通道模型; 能量流动; 碎屑路径; 养殖生态容量; 综合生态养殖

中图分类号: S965.3

文献标识码: A

文章编号: 1005-8737-(2010)03-0393-11

随着人们对水产品需求的不断增长, 中国海水养殖业发展迅速, 并逐渐成为开发利用海洋资源的重要产业<sup>[1-3]</sup>。海水养殖业在带来重要经济效益的同时, 也影响了近海的生态环境, 其中养殖水环境的污染已成为制约水产养殖业持续健康发展的最突出问题<sup>[4-5]</sup>。中国华南沿海滩涂面积广大, 浅海滩涂围塘养殖是华南地区主要的海水养殖方式<sup>[6]</sup>。然而, 滩涂湿地附近的工农业废水、生活污水的排放, 使得滩涂养殖区水质只达到国家海水水质标准(GB3097-1997)的第三类至第四类, 甚至劣于第四类海水标准。由于缺乏清洁的养殖水源, 而高密度的养殖方

式又对水体造成二次污染, 由此形成恶性循环。因此, 如何改善养殖区的水质状况、恢复和优化养殖环境、保证养殖系统的生态和食品安全, 从而促进海水养殖业又好又快发展, 是亟需解决的现实课题。

红树林是生长在热带、亚热带海岸潮间带的木本植物群落。研究表明, 红树植物对水体中的氮、磷等营养物有显著的净化效果, 对汞、铬、铜、铅等重金属以及有机污染物也有很好的吸附作用, 海岸带红树林还具有过滤陆地径流和内陆排出的污染物等生态功能<sup>[7-10]</sup>。红树林种植-养殖生态耦合模式利用红树植物有效吸收水产动物代谢产生的氮、磷等营

收稿日期: 2009-10-20; 修订日期: 2009-11-20.

基金项目: 国家863计划重点项目(2007AA091703); 中国博士后科学基金项目(20090460825); 农业部海水养殖生态与质量控制重点开放实验室开放基金项目(2008B1204); 中国科学院/广东省海洋生物重点实验室(LMB、LAMB和LMM)联合开放基金(LMB091009)资助。

作者简介: 徐姗楠(1979-), 女, 博士, 从事养殖水域生态学研究. E-mail: creacy\_2000@yahoo.com.cn

通讯作者: 李适宇, 教授. E-mail: eesly@mail.sysu.edu.cn

养物质,从而降低养殖自身污染,改善海区环境;同时红树凋落物也可提高水体的初级生产力,促进养殖水产动物健康生长。实践证明,红树林种植-养殖耦合系统是适合于华南沿海的一种新型的、环境友好的滩涂海水养殖模式,值得大力推广<sup>[11]</sup>。然而,此前对该系统的养殖容量尚不清楚。

容量是一个生态学术语,来源于种群增长的Logistic方程,应用在水产养殖中则为养殖容量。养殖容量的概念和定义繁多,一般而言,养殖容量是指对某一养殖海域不会造成不利的环境影响,又能保证养殖业可持续健康发展并产生最大效益的最适产量<sup>[12-13]</sup>。养殖生态容量(Ecological carrying capacity)即特定海域所能支持的,不会导致生态过程、种类、种群以及群落结构和功能发生显著性改变的最大养殖量<sup>[14]</sup>。本研究从能量守恒的角度出发,根据能量流动的基本原理,将养殖生态容量定义为系统所能支持的、不显著改变生态系统食物网结构或能流通量的最大生物量。

数学模型作为一种研究手段,为水产养殖的生态容量研究提供了有效平台,并有助于了解、评估和预测养殖生态系统中的复杂过程和相互作用关系。国内外利用数学模型对养殖容量的研究较多,多见于贝类的养殖容量<sup>[15-16]</sup>,但对养殖生态容量的研究相对较少<sup>[17]</sup>,尤其是鱼类的养殖生态容量,目前还尚未报道。本研究通过构建红树林种植-养殖耦合生态系统营养质量平衡模型(ECOPATH),在分析该耦合系统能量流动的基础上,探讨该系统的养殖生态容量,旨在为进一步研究红树植物种植对池塘生态系统结构与功能的影响提供必要的基础资料,并为将来滩涂海水养殖业的可持续发展提供指导性建议。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究地点

研究地点位于深圳市宝安区沙井镇海上田园风光旅游区(113° 45' 53.0 E, 22° 43' 14.4" N)内的红树林种植-养殖系统示范区(图1)。该地区濒临

珠江口东海岸,滩涂资源丰富,从东北向西南每隔2~3 km有1条河涌入海,成片鱼塘分布于河涌之间。鱼塘与河涌由围堤相隔,涨潮时(平均高潮位2.40 m,平均低潮位1.04 m)海水进入河涌,并通过水闸控制流入或流出鱼塘。该区域属南亚热带海洋季风气候,全年温暖湿润,雨量充沛,年平均气温24℃,多年平均降雨量1 875 mm。

本课题组于2008年4月构建了原位处理耦合系统,由1个种植木榄(*Bruguiera gymnorhiza*)纯林、1个种植红海榄(*Rhizophora stylosa*)纯林、1个种植木榄-红海榄混交林(种植比1:1)以及1个不种红树植物的对照塘组成,面积共 $9.85 \times 10^5 \text{ m}^2$ ,塘内养殖水直接由海排入且养殖过程中不换水。采用种植岛的方式种植红树,均以1年生树苗种植,种植面积占养殖塘总面积的15%。2008年8月分别在不同养殖塘中投放的水产幼苗包括尼罗罗非鱼(*Oreochromis niloticus*),草鱼(*Ctenopharyngodon idellus*)、鲢(*Hypophthalmichthys molitrix*)、鳙(*Aristichthys nobilis*)、鰕(*Cirrhiana microlepis*)、近江牡蛎(*Cressostrea rivularis*)、锯缘青蟹(*Scylla serrata*)和斑节对虾(*Penaeus monodon*),均在天然条件下不投饵养殖。系统运转1年后的监测结果表明,在所构建的种植-养殖耦合系统中,木榄-红海榄混交林养殖塘的红树生长良好,对养殖水体的净化能力也较纯林种植塘更强,养殖动物的增重也明显快于其他养殖塘<sup>[11]</sup>。因此,本研究对象选定为木榄-红海榄混交林养殖塘生态系统。

### 1.2 研究方法

海洋生态系统的能量和物质,通过不同能流路径,按照一定的转化效率,由低营养层次的生物向高营养层次间流动,生态系统内不同功能群间的生物群落结构(种类及其数量)处于平衡状态。同一营养层次的生物,一种生物量的增加,必然引起另一种生物量的减少,但是它们的总生物量基本保持不变。因此,对于特定生态系统的养殖容量,都可以采用营养质量平衡的原理来估算。

**1.2.1 ECOPATH模型的基本原理** ECOPATH模型定义生态系统由一系列生态关联的功能群构

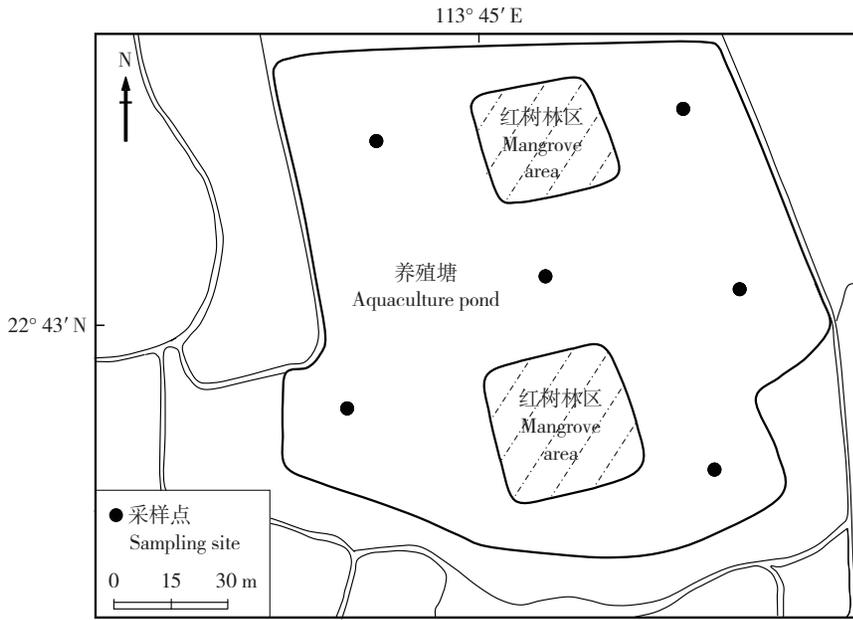


图1 红树林种植-养殖耦合生态系统研究区域及采样示意图  
Fig. 1 Sketch map of mangrove-based polyculture system and the sampling sites

成。这些功能群可以包括有机碎屑,浮游生物,一组规格、年龄或生态特性相同的鱼类、海鸟及海洋哺乳动物等,所有功能群必须涵盖该生态系统中能量流动的基本过程<sup>[18-19]</sup>。根据热力学原理,模型定义系统中每一个功能群的能量输出和输入保持平衡:生产量-捕食死亡-其他自然死亡-产出量=0。ECOPATH模型包括2个核心方程:1个描述物质平衡,1个考虑能量平衡。分别表示为:

$$P_i = Y_i + B_i \times M_{2i} + E_i + BA_i + M_{0i} \quad (1)$$

$$Q_i = P_i + R_i + U_i \quad (2)$$

其中,  $P_i$ 代表总生产量,  $Y_i$ 是捕捞量,  $B_i$ 是生物量,  $M_{2i}$ 为捕食死亡率,  $E_i$ 是净迁移(迁出-迁入),  $BA_i$ 是生物量积累,  $Q_i$ 是消耗量,  $R_i$ 是呼吸量,  $U_i$ 是未消化的食物量,  $M_{0i} = P_i \times (1 - EE_i)$ ,代表其他死亡率。

假设各生物的食性组成在研究期间保持不变,方程(1)可进一步表示为:

$$B_i \times (P/B) \times EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \times (Q/B) \times DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (3)$$

其中,  $EE_i$ 是功能群*i*的生态营养效率,指生产量在系统中利用的比例;  $DC_{ji}$ 是被捕食者*j*占捕食者*i*的食物组成的比例。

**1.2.2 ECOPATH模型的功能群划分及参数来源** 根据不同种类的生态习性、典型的营养结构特征以及综合调查的数据资料,将红树林种植-养殖耦合生态系统的ECOPATH模型划分为14个功能群:草鱼、鲢、鳙、鲮、尼罗罗非鱼、蟹类(主要为锯缘青蟹)、虾类、牡蛎类(主要为近江牡蛎)、软体动物、多毛类、浮游动物、浮游植物、红树植物及碎屑,基本涵盖了该耦合养殖生态系统能量流动的全过程。

在ECOPATH模型中,能量在系统中的流动可以用能量形式,例如碳( $g/m^2$ )或生物湿重( $t/km^2$ ),来表示,时间一般限定为1年或1个月等。为了便于计算,本研究采用 $t/(hm^2 \cdot a)$ 来表示。小型无脊椎动物的生物量很难估算,本研究通过*EwE*模型软件计算得到,而大型无脊椎动物和鱼类的生物量主要来自现场调查数据。对于包含不同种类的功能组,由于很难确定其*P/B*比值和*Q/B*值,本研究参考与本研究纬度和生态系统特征基本相同的珠江口桑基池塘<sup>[20]</sup>和香港沿岸海域模型<sup>[21]</sup>中的类似功能组,并结合渔

业数据库<sup>[22]</sup>来确定本模型中的 $P/B$ 和 $Q/B$ 参数。耦合系统中有机碎屑的数量用有机碎屑与初级生产碳的经验公式估算<sup>[23]</sup>;功能组的食物组成矩阵(Diet composition, DC)来自于采样鱼类的胃含物分析。

ECOPATH模型的调试过程是使生态系统的输入和输出保持平衡,模型平衡满足的基本条件是: $0 < EE \leq 1$ 。EE是一个较难获得的参数,在ECOPATH模型的输入参数中,通常设大部分功能组的EE为未知数,在模型调试过程中将所有EE值调整到小于或等于1,使能量在整个系统中的流动

保持平衡,从而获得生态系统其他生态学参数的合理值。

当输入原始数据,初始参数化估计后,不可避免地得到一些功能群的 $EE > 1$ (不平衡功能群),平衡ECOPATH模型可以利用其中的自动平衡函数(“Automatic mass-balance” function)<sup>[24]</sup>设定置信区间(通常为20%),反复调整影响模型平衡的功能群的食物组成,直至所有 $0 < EE \leq 1$ 。调试平衡后的红树林种植-养殖耦合生态系统的ECOPATH模型的输入和输出结果见表1。

表1 红树林种植-养殖耦合生态系统ECOPATH模型功能组估算参数  
Tab. 1 Basic input data and output parameters of groups estimated by ECOPATH model for mangrove planting-aquaculture system

编号 No.	功能群 Functional group	收获量/(t·hm <sup>-2</sup> ) Yield	生物量/(t·hm <sup>-2</sup> ) Biomass	$P/B$ /a <sup>-1</sup>	$Q/B$ /a <sup>-1</sup>	EE	营养级 Trophic level
1	红树林 Mangrove trees		5.120	80.000	-	<i>0.570</i>	<i>1.000</i>
2	浮游植物 Phytoplankton	-	5.230	190.000	-	<i>0.173</i>	<i>1.000</i>
3	浮游动物 Zooplankton	-	2.450	18.000	93.000	<i>0.563</i>	<i>2.000</i>
4	多毛类 Polychaetes	-	0.890	3.840	13.480	<i>0.410</i>	<i>2.270</i>
5	蟹类 Crabs	0.024	0.054	4.010	14.860	<i>0.118</i>	<i>2.480</i>
6	虾类 Shrimps	0.014	0.004	1.830	24.400	<i>0.187</i>	<i>2.410</i>
7	牡蛎 Oysters	0.130	0.850	1.530	35.000	<i>0.363</i>	<i>2.100</i>
8	软体动物 Mollusks	0.001	0.220	2.520	8.370	<i>0.206</i>	<i>2.400</i>
9	鲮鱼 Mud carp	0.003	0.01	2.250	5.250	<i>0.625</i>	<i>2.710</i>
10	尼罗罗非鱼 Tilapia	1.257	1.560	1.850	4.580	<i>0.735</i>	<i>2.650</i>
11	鲢 Silver carp	0.002	0.550	1.520	10.190	<i>0.124</i>	<i>2.250</i>
12	鳙 Bighead carp	0.120	0.420	1.299	7.530	<i>0.215</i>	<i>2.890</i>
13	草鱼 Grass carp	0.210	0.360	1.050	5.540	<i>0.725</i>	<i>3.050</i>
14	碎屑 Detritus	-	90.000	-	-	<i>0.241</i>	<i>1.000</i>

注:  $P$ 表示产量;  $B$ 表示生物量;  $Q$ 表示消费量; 斜体表示模型输出参数。

Note:  $P$ -Production;  $B$ -Biomass;  $Q$ -Consumption; Output parameters are in an italic typeface.

**1.2.3 红树林种植-养殖耦合生态系统的养殖生态容量** 根据ECOPATH模型的原理,在构建的营养质量平衡的系统内,如果大幅度地提高某一功能群的生物量,势必会对系统内食性联系紧密的种类产生影响,同时引起系统能流的变化,那么,ECOPATH必须要调整其他参数使系统重新平衡,在反复迭代的过程中确定养殖种类的养殖生态容量。因而,如果提高某种养殖动物的生物量直至发现系统中另一功能群的 $EE > 1$ ,意味着这时系统允许的生物量即为养殖生态容量。

**1.2.4 ECOPATH模型的不确定性及其敏感度分析** 在ECOPATH模型的不确定性可以通过Pedigree指数(简称“ $P$ ”)来分析。计算的 $P$ 指数可以量化与模型相关的输入参数的不确定性<sup>[24]</sup>。对于每一输入的参数,按照数据来源的质量进行排序(次序为直接测定、经验估算、来自其他模型、其他参考文献)。对于 $B$ ,  $P/B$ ,  $Q/B$ 及DC等参数,不确定性的范围为 $0 \sim 1$ 。基于每个功能群的 $P$ 指数,用于评价特定生态系统ECOPATH模型的总体质量指标。 $P$ 指数可用下式计算:

$$P = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{I_{ij}}{n} \quad (4)$$

其中,  $I_{ij}$  表示模型中功能群的  $P$  指数,  $n$  代表总功能群数。

在分析了模型质量的  $P$  指数后, 本研究也进行了一系列的敏感度分析, 以测试模型对输入参数不确定性的鲁棒性 (Robustness)。所有输入的参数按照 10% 的步长变化, 范围为  $-50\% \sim +50\%$ , 以测试它们对缺省参数的影响。

## 2 结果与分析

### 2.1 营养结构

基于“简化食物网”的概念, ECOPATH 模型中的整合营养级 (Trophic aggregation) 是指将来自不同

功能群的营养流 (Trophic flow) 合并为几个营养级 (以整数表示), 以简化特定生态系统复杂的食物网关系。因此, ECOPATH 模型将红树林种植-养殖耦合生态系统的 14 个功能群合并为 5 个整合营养级 (表 1), 整合营养级范围为 1.00 ~ 3.05。初级生产者和碎屑 (功能群 1, 2, 14) 构成了整合营养级 I, 流量和生物量分别占系统总量的 90.44% 和 93.165%。整合营养级 II 包括了浮游动物、多毛类、牡蛎、软体动物、鲢及部分虾、蟹功能群, 流量和生物量分别占系统总量的 8.68% 和 4.65%。整合营养级 III 主要为鱼类功能群, 其营养级范围为 2.55 ~ 3.05 (表 1), 流量和生物量分别占系统的 0.85% 和 2.69% (表 2)。此外, 整合营养级 IV 和 V 的流量、生物量和生产量都非常低, 红树林种植-养殖耦合生态系统的流量和生物量呈经典的金字塔型。

表 2 红树林种植-养殖耦合生态系统中功能群的能量流动

Tab. 2 Energy flows of each group by trophic level decomposition for the mangrove planting-aquaculture system

$t \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$

编号 No.	功能群 Functional groups	营养级 Trophic level				
		I	II	III	IV	V
1	红树林 Mangrove trees	409.600	0.000	0.000	0.000	0.000
2	浮游植物 Phytoplankton	993.700	0.000	0.000	0.000	0.000
3	浮游动物 Zooplankton	0.000	227.850	0.000	0.000	0.000
4	多毛类 Polychaetes	0.000	7.798	4.199	0.000	0.000
5	蟹类 Crabs	0.000	0.401	0.351	0.000	0.000
6	虾类 Shrimps	0.000	0.060	0.035	0.000	0.000
7	牡蛎 Oysters	0.000	5.686	0.000	0.000	0.000
8	软体动物 Mollusks	0.000	1.142	0.700	0.000	0.000
9	鲢鱼 Mud carp	0.000	0.006	0.105	0.057	0.000
10	尼罗罗非鱼 Tilapia	0.000	12.355	15.101	0.324	0.000
11	鲢 Silver carp	0.000	3.083	2.522	0.002	0.000
12	鳙 Bighead carp	0.000	1.107	2.055	0.105	0.000
13	草鱼 Grass carp	0.000	1.445	0.465	0.215	0.000
14	碎屑 Detritus	1312.939	0.000	0.000	0.000	0.000

### 2.2 营养级间的能量转化效率

营养级的转化效率 (Transfer efficiency) 等于其输出和被摄食的量之和与其总流量的比值, 表明该营养级在系统中被利用的效率。红树林种植-养殖耦合生态系统能量流动如图 2 所示。系统的总体能流转化效率较低, 大部分能量回流至碎屑。能流效率最高发生在营养级 I 和 II 之间, 起源于初级生产者的营养级 I 到 II 的流动效率为 12.8%, 略高于来自碎屑的转化效率 (10.0%)。之后系统的能流效率迅速降低, 起源于初级

生产者的营养级 II 到 III 的流动效率仅为 5.5%, 低于起源于碎屑的营养级 II 到营养级 III 的流动效率 (6.2%), 表明系统中营养级 II 的功能群被利用较少。营养级 III 到 IV 的能流效率有所上升, 而营养级 V 以上的能流效应则降到 5% 以下。总体转化效率中, 来自于碎屑和初级生产者的效率分别为 7.2% 和 6.6%, 总体的能量转换效率为 6.9%。能量流动中, 直接来源于碎屑的占总能流的 58.0%, 而直接来源于初级生产者的为 42.0% (图 2), 表明系统的能流通道以碎屑食物链为主导。

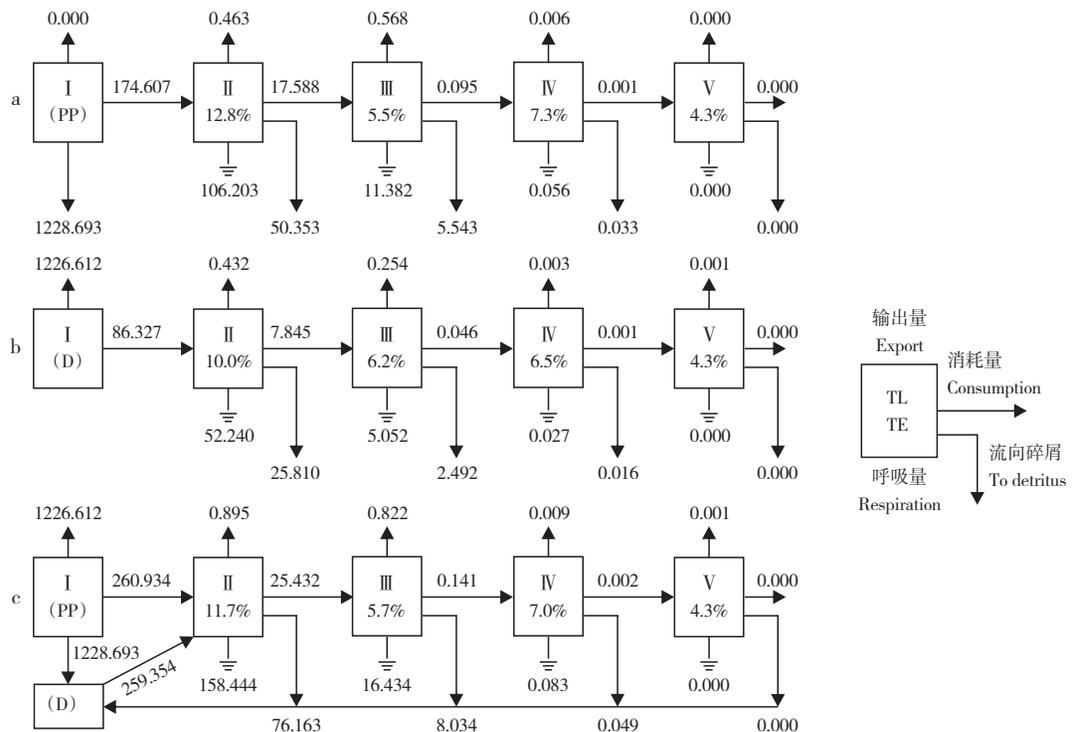


图2 红树林种植-养殖耦合营养层级间生态系统的能流效率示意图

a. 能量流动源于初级生产者的效率; b. 能量流动源于碎屑的效率; c. 总体能流效率.

Fig. 2 Flow diagram showing transfer efficiency between discrete trophic levels in mangrove planting-aquaculture system  
a. Energy flows efficiency originated from producers; b. Energy flows efficiency originated from detritus; c. Energy flows efficiency combined.

### 2.3 功能群间的营养交互关系

在ECOPATH模型中,可以用MIT(Mixed impact trophic)模块来研究系统不同功能群间的营养关系。图3为红树林种植-养殖耦合生态系统中各功能群间的营养关系。基线上方的黑块代表积极效应,而基线下方的灰块代表消极效应,块状的大小表示影响的强弱。总体而言,被捕食者会对其他功能组产生积极效应,而捕食者则会对其他功能组产生直接或间接的消极影响效应。

浮游植物、红树植物和有机碎屑对大部分功能组有积极效应,其中碎屑对虾类和牡蛎有明显的积极效应;而浮游植物对浮游动物和鲢的作用较强。多毛类和浮游动物等低营养级功能群在能量的有效传递上起着关键作用,同时也受到初级生产者和上层捕食者的双重作用,它们对系统的影响比较强烈。渔业对所有的渔业功能群都有负面效应,但该系统的渔业主要为游钓,因此对系统的消极影响较小。

由于营养级联效应的存在,使得渔业对浮游生物有一定的正效应(图3)。罗非鱼是系统中生物量最高的捕食功能群,由于它主要以浮游动物和碎屑为食,因此它对系统中的蟹类、虾类和其他鱼类功能群有一定的消极效应。

### 2.4 生态系统的总体特征

表3为利用Ecopath模型的网络分析功能估算的红树林种植-养殖耦合生态系统的特征参数。系统总流量(Throughput, T)是表征系统规模的指标,它是总消耗(Total consumption, CT)、总输出(Total exports, TEX)、总呼吸(Total respiratory flows, TR)以及流向碎屑(Total flows into detritus, TDET)能量的总和。系统的总流量为3 003.000 t/(hm<sup>2</sup>·a),其中,9.54%为消耗量[286.507 t/(hm<sup>2</sup>·a)],5.83%为呼吸流[174.961 t/(hm<sup>2</sup>·a)],43.72%为流向碎屑量[1 312.939 t/(hm<sup>2</sup>·a)],40.91%为系统输出量[1 228.339 t/(hm<sup>2</sup>·a)]。

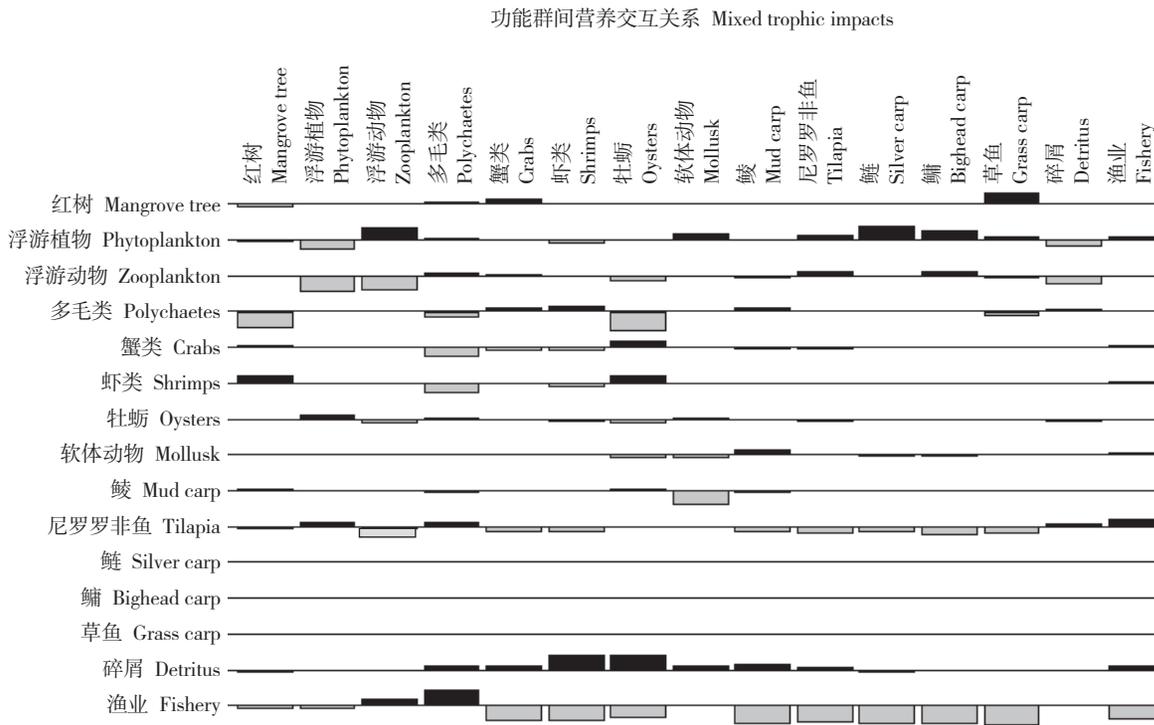


图3 红树林种植-养殖耦合生态系统的营养关系图  
基线上方黑块代表积极影响,基线下方灰块代表消极影响.

Fig. 3 Mixed trophic impacts of the functional groups in mangrove planting-aquaculture system showing the combined direct and indirect trophic impacts  
Positive impacts are shown above each baseline in dark bar, while negative impacts are shown below the baselines in grey bar.

系统的初级生产量为 1 403.300 t/(hm<sup>2</sup> · a), 占系统总生产量 [1 458.000 t/(hm<sup>2</sup> · a)] 的 96.25%。初级生产力与呼吸量比 (TPP/TR) 为 8.021。系统的连接指数和系统杂食指数分别为 0.243 和 0.187。系统的能流循环指数 (FCI) 和平均能流路径指数 (FML) 分别为 0.26 和 2.139。尽管本研究未单独讨论微生物食物环的作用,但包括了异养细菌的碎屑食物网在该系统中占主导地位,能量来自碎屑和植食性的比例为 4.4 : 1,这也部分说明了系统中碎屑未能很好得到利用,从而降低了系统的整体转化效率。

### 2.5 生态系统的养殖容量

尼罗罗非鱼、草鱼、鲢和鳙是该红树林种植-养殖耦合生态系统的主要养殖种类。根据本研究对养殖生态容量定义,以罗非鱼为例说明养殖生态容量的估算。当在系统内逐步提高罗非鱼的生物量,本研究发现系统中浮游动物的 EE 上升明显。当浮游动物的 EE 变得不合理时,即 EE > 1,罗非鱼的生物量

为 5.82 t/hm<sup>2</sup>。对比罗非鱼引入前后生态系统的特征参数 (表 3) 可以发现,表征系统的总体特征的大部分参数基本一致或变化不大,由此确定红树林种植-养殖耦合生态系统中罗非鱼的养殖生态容量为 5.82 t/hm<sup>2</sup>。

基于尼罗罗非鱼养殖生态容量的评估原理,根据 ECOPATH 模型分析表明,系统中草鱼、鲢和鳙的养殖的生态容量分别为 1.81 t/hm<sup>2</sup>、2.62 t/hm<sup>2</sup> 和 4.76 t/hm<sup>2</sup>。

### 2.6 不确定性和敏感度分析

Morissette 等<sup>[25]</sup>对全球 150 个 ECOPATH 模型的质量进行评价, P 指数范围为 0.16 ~ 0.68。本研究构建的 ECOPATH 模型的质量指数 P 为 0.61,意味着该模型的输入数据的可靠性好,模型的总体质量较高。对于模型所输入的基本参数,敏感度分析结果表明,输入参数及受影响的参数之间呈线性关系。当功能群的某一参数上升 +50%,与之相关的参数的变化范围为 +44.7% ~ -33.3%;当输入参数的不

表3 红树林种植-养殖耦合生态系统的总体统计学参数  
 Tab. 3 Summary of system statistics obtained for mangrove planting-aquaculture system by ECOPATH

特征参数 Attribute parameters	Value 1	Value 2
总消耗量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total consumption, CT	286.507	315.059
总输出量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total exports, TEX	1228.339	1247.235
总呼吸量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total respiratory flows, TR	174.961	256.065
流向碎屑总量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total flows into detritus, TDET	1312.939	1268.800
系统总流量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total system throughput, T	3003.000	3087.159
总生产量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total production, TP	1458.000	1480.000
总初级生产力/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Total net primary production, TPP	1403.300	1403.300
总生物量/(t·hm <sup>-2</sup> ) Total biomass, TB	17.709	21.943
总初级生产力/总呼吸量 Total net primary production/total respiration, TPP/TR	8.021	7.485
净系统生产量/(t·hm <sup>-2</sup> ·a <sup>-1</sup> ) Net system production, NSP	1228.339	1147.235
循环指数 Finn cycling index, FCI	0.26	0.28
平均能流路径 Finn's mean path length, FML	2.139	2.142
连接指数 Connectance index, CI	0.243	0.242
系统杂合度 System omnivory index, SOI	0.187	0.185
碎屑性能流: 植食性能流 Detrivory : Herivory, D : H	4.4 : 1	3.9 : 1

注: Value 1代表当前的系统状态; Value 2代表大量引入罗非鱼后的系统特征。

Note: Value 1 represents the present status of the system. Value 2 represents the status after a large amount of tilapia biomass is introduced into the system.

确定性范围较小时,其相关参数的变化也较小。模型最大的影响来自群内,功能群本身参数对模型估算结果的影响远大于其他功能群对此结果的影响,如鲢功能群的P/B上升+50%时,会导致浮游植物的Q/B参数值-33.3%的变化,其本身的EE参数值会发生+42.0%的变化。本模型中最敏感的参数为浮游动物的EE,它的变化会引起浮游植物、多毛类、罗非鱼、鲢、鳙和草鱼等功能群的参数随之变化(限于篇幅,敏感度分析结果不在此列出)。总体而言,敏感度的分析结果表明,本研究用于构建红树林种植-养殖耦合生态系统的ECOPATH模型对于输入参数的不确定性有较强的鲁棒性。

### 3 讨论

在养殖容量的评估中,构建数学模型是评估特定生态系统养殖容量的主要研究手段。目前国内外关于贝类的养殖容量模型报道较多,从简单的水交换时间与贝类清滤时间的比值,发展到二维的箱式模型,进而发展为包括水动力学的三维模型,还建立

了更为复杂的多营养层次的综合养殖模型<sup>[26-28]</sup>。虽然养殖容量评估模型具有定量评估特点,但也存在一定局限性,它只考虑了养殖过程,并不能反映生态系统对养殖活动的响应,也未能考虑苗种的采集、收获及后续阶段,因此难以判断在获取最大产出的同时,养殖活动对生态系统的影响程度,以及养殖方式是否能够可持续发展。因此,要确定养殖的生态容量,必须立足于生态系统水平,侧重于进行整体研究和动力学研究<sup>[29]</sup>。

本研究首次利用ECOPATH模型,从生态系统角度分析了红树林种植-养殖耦合生态系统的能量流动、营养结构及系统的总体特征。与一般意义的河口、沿岸等生态系统的高能流效率相比,该系统的能量流动转化效率较低,仅为6.9%,这主要是因为系统中碎屑能流路径的重要性大大超过植食性路径(D:H比为4.4:1,表3),而系统中以碎屑为食源的功能群生物量较低,使得系统对其利用不充分,大量的能量重新回流至系统的碎屑库中。渔获量和系统净生产力的比值也是表征系统特征的重要参数,耦合系统中该

比值为0.125%,表明系统的渔业压力较低,这也是造成系统能流效率低下的一个原因。在能流分析的基础上,本研究首次从生态系统能量守恒的角度提出养殖水体的养殖生态容量,并利用ECOPATH模型评估了该耦合生态系统的养殖生态容量,发现大量引入罗非鱼后其生物量从1.257 t/hm<sup>2</sup>上升至5.82 t/hm<sup>2</sup>,系统的碎屑性能流与植食性能流之比( $D:H$ )从4.4:1变为3.9:1,表征生态系统健康状况指数TPP/TR也从8.021变为7.485,变化幅度均小于12%,这表明在该耦合系统中,当罗非鱼达到养殖生态容量时,系统的总体特征不会出现大的变化,系统的稳定性、能流效率等还会有所上升,由此确定红树林种植-养殖系统的养殖生态容量为5.82 t/hm<sup>2</sup>。根据该原理估算了系统中草鱼、鲢和鳙的养殖的生态容量分别为1.81 t/hm<sup>2</sup>、2.62 t/hm<sup>2</sup>和4.76 t/hm<sup>2</sup>。虽然估算的鱼类养殖生态容量值大大低于目前珠三角中养殖池塘的产量<sup>[30]</sup>,但考虑到本研究主要从生态效益的角度出发,笔者认为该养殖容量是合理的。此外,为了更好地在华南沿海地区推广该综合养殖模式,在指导实际生产时,必须要结合其他社会、经济效益的情况。

需要指出的是,应用ECOPATH模型评估系统的养殖容量时,并没有考虑各功能群的生长变化过程,只是从生物量平衡的角度来确定系统的养殖生态容量。此外,和其他模型一样,ECOPATH模型的构建需要大量的参数,尽管模型的不确定性和敏感度分析表明,该耦合系统的ECOPATH模型质量较高,但在以后应用在其他水体时,必须提高输入数据的质量,同时对每一模型,均应做敏感度分析,对于模型中敏感的参数,笔者建议尽量采用实测数据,以提高模型的置信度。

致谢:食性鉴定工作在中国水产科学研究院南海水产研究所张月平副研究员指导下完成;中山大学环境科学与工程学院魏晓、谭曼瑜等同学协助完成样品采集等工作,在此一并致以谢忱。

#### 参考文献:

- [1] 张福绥. 21世纪我国的蓝色农业[J]. 中国工程科学, 2000, 2(12): 21-27.
- [2] 李大海, 潘克厚, 陈玲玲. 改革开放以来我国海水养殖政策的演变与发展[J]. 中国渔业经济, 2008, 26(3): 56-60.
- [3] 杨蕾, 舒廷飞, 温琰茂. 我国海水养殖及其可持续发展的对策[J]. 水产科学, 2003, 22(4): 63-66.
- [4] 董双林, 潘克厚, Brockmann W. 海水养殖对沿岸生态环境影响的研究进展[J]. 青岛海洋大学学报: 自然科学版, 2000, 30(4): 575-582.
- [5] 计新丽, 林小涛, 许忠能, 等. 海水养殖自身污染机制及其对环境的影响[J]. 海洋环境科学, 2000, 19(4): 66-71.
- [6] 万向京, 刘中国, 黄胜, 等. 广东省围海和滩涂开发利用情况与建议[J]. 水产科技, 2000, (3): 1-3.
- [7] Ye Y, Tam N, Wong Y S. Livestock wastewater treatment by a mangrove by a mangrove pot-cultivation system and the effect of salinity on the nutrient removal efficiency [J]. Mar Poll Bull, 2001, 42(6): 513-521.
- [8] Chu H Y, Chen N C, Yeung M C, et al. Tide-tank system simulating mangrove wetland for removal of nutrients and heavy metals from wastewater [J]. Water Sci Technol, 1998, 38(1): 361-368.
- [9] 彭友贵, 陈桂珠, 武鹏飞, 等. 人工条件下几种红树植物的净初级生产力比较研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16: 1383-1388.
- [10] 陈桂珠, 马骅, 黄玉山, 等. 人工污水对桐花树的生长影响[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 1998, 37(2): 186-190.
- [11] 彭友贵, 陈桂珠, 余忠明, 等. 红树林滩涂海水种植-养殖生态耦合系统初步研究[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 2004, 43(6): 150-154.
- [12] 董双林, 李德尚, 潘克厚. 论海水养殖的养殖容量[J]. 青岛海洋大学学报, 1998, 28(2): 253-258.
- [13] 贾后磊, 舒廷非, 温琰茂. 水产养殖容量的研究[J]. 水产科技情报, 2003, 30(1): 16-21.
- [14] Ferreira J G, Duarte P, Ball B. Trophic capacity of Carlingford Lough for oyster culture-analysis by ecological modelling [J]. Aquat Ecol, 1998, 31: 361-378.
- [15] 张继红, 方建光, 王巍. 浅海滤食性贝类生态容量的研究进展[J]. 中国水产科学, 2009, 16(4): 626-632.
- [16] 张明亮, 王宗灵. 浅海贝类养殖容量研究[J]. 海洋科学进展, 2009, 27(1): 106-111.
- [17] Jiang W, Gibbs M T. Predicting the carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model [J]. Aquaculture, 2005, 244: 171-185.

- [18] Christensen V, Pauly D. ECOPATH II—a software for balancing steady state ecosystem models and calculating network characteristics [J]. *Ecol Model*, 1992, 61: 169–185.
- [19] Christensen V, Pauly D. Flow characteristics of aquatic ecosystems [C]// Christensen V, Pauly D. Trophic models of aquatic ecosystems. International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings, 1993, 26: 338–352.
- [20] Ruddle K, Christensen V. An energy flow model of the mulberry dike-carp pond farming system of the Zhujiang Delta, Guangdong Province, China [C]// Christensen V, Pauly D. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conference Proceedings, 1993, 26: 48–55.
- [21] Pitcher T, Watson R, Courtney A, et al. Assessment of Hong Kong's inshore fishery resources [C]// Fisheries Center Research Reports Fisheries Center, University of British Columbia, Vancouver, Canada, 1998, 6(1): 148.
- [22] Froese R, Pauly D. FishBase. World Wide Web electronic publication [DB]. <http://www.fishbase.org>, 2005, version 11/2005.
- [23] Vega-Cendejas M E. Trophic dynamics of a mangrove ecosystem in Celestun Lagoon, Yucatan Peninsula, Mexico [R]. *Fish Centre Res Reports*, 2003, 11(6): 237–243.
- [24] Christensen V, Walters C J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities, and limitations [J]. *Ecol Model*, 2004, 172: 109–139.
- [25] Morissette L, Hammill M O, Savenkoff C. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence [J]. *Mar Mamm Sci*, 2006, 22: 74–103.
- [26] Duarte P, Meneses R, Hawkins A J S, et al. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters [J]. *Ecol Model*, 2003, 168: 109–143.
- [27] Dowd M. A bio-physical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture [J]. *Ecol Model*, 2005, 183: 323–346.
- [28] Nunes J P, Ferreira J G, Gazeaub F, et al. A model for sustainable management of shellfish polyculture in coastal bays [J]. *Aquaculture*, 2003, 219: 257–277.
- [29] 唐启升. 关于容纳量及其研究[J]. *海洋水产研究*, 1996, 17(2): 1–6.
- [30] 雷光英, 曹俊明, 万忠, 等. 2008年度广东省罗非鱼产业发展现状分析[J]. *广东农业科学*, 2009, 7: 240–243.

## Assessment of ecological carrying capacity of intertidal mangrove planting-aquaculture ecological coupling system

XU Shannan<sup>1</sup>, CHEN Zuozhi<sup>2</sup>, ZHENG Xingwen<sup>1</sup>, HUANG Xiaoping<sup>3</sup>, LI Shiyu<sup>1</sup>

(1. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China; 2. Key Laboratory of Mariculture, Ecology and Quality Control, Ministry of Agriculture; South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China; 3. Key Laboratory of Marine Bio-resources Sustainable Utilization, South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510301, China)

**Abstract:** Carrying capacity is critical for the sustainable development of fishery. Based on the data obtained from bimonthly surveys during the period from October 2008 to August 2009, a trophic model of a mangrove planting-aquaculture coupling system was constructed by using the ECOPATH model with Ecosim software. Energy flows and ecological carrying capacity (ECC) of the coupling system were analyzed and evaluated. The results showed that the constructed ECOPATH model consists of 14 functional groups, with the trophic level ranging from 1.00 to 3.05. The geometric mean of the trophic transfer efficiencies was 6.9%, with 7.2% from detritus and 6.6% from primary producers within the system. The lower efficiencies were attributable to that most energy flows back to detritus, suggesting that the food web was more dependent on detritus than on primary producers to support fishery. The ecosystem attributes statistics: TPP/TR (total primary production / total respiration) was 8.021, together with low connectivity index (CI) being 0.243, Finn's cycling index (FCI) being 0.26 and mean path length (MPL) being 2.139, indicating this system is at a development stage according to Odum's theory. Furthermore, we estimated the carrying capacity for tilapia (*Oreochromis niloticus*), grass carp (*Ctenopharyngodon idellus*), silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*), which are the main cultured species in the system. The ECC was defined as the maximum biomass that a specified environment can support without significant change of major energy fluxes or structure of the food web. The ECC of tilapia, grass carp, silver carp and bighead carp culture should be 5.82 t/hm<sup>2</sup>, 1.81 t/hm<sup>2</sup>, 2.62 t/hm<sup>2</sup> and 4.76 t/hm<sup>2</sup>, respectively in the system. Furthermore, the effects of uncertainty of input parameters and sensitivity analysis of the ECOPATH were also explored. [Journal of Fishery Sciences of China, 2010, 17(3): 393-403]

**Key words:** ECOPATH model; energy flow; detrital flow path; ecological carrying capacity; integrated multi-trophic aquaculture (IMTA)

**Corresponding author:** LI Shiyu. E-mail: eeslsy@mail.sysu.edu.cn