

基于 Ecopath 模型的长江口及毗邻水域 生态系统结构和能量流动研究

林 群^{1,2}, 金显仕¹, 郭学武¹, 张 波¹

(1. 农业部海洋渔业资源可持续利用重点开放实验室, 山东省渔业资源与生态环境重点实验室, 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 山东 青岛 266071; 2. 中国海洋大学水产学院, 山东 青岛 266003)

摘要:根据 2000 年和 2006 年秋季长江口及毗邻水域渔业资源和生态环境调查数据, 利用 Ecopath with Ecosim 软件, 构建 2 个时期的长江口及毗邻水域生态能量通道模型, 比较分析了三峡工程蓄水前后长江口及毗邻水域生态系统的结构和能量流动特征。模型包含鱼类、虾类、蟹类、头足类、浮游动物、浮游植物、底栖动物、碎屑等 17 个功能群, 基本覆盖了能量流动的途径。分析结果表明, 2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统的总生物量、系统总流量比 2000 年秋季有所下降, 碎屑链的重要性略有降低; 由于低营养级层次渔获物数量的增加, 渔获物平均营养级有所下降。2 个时期长江口及毗邻水域生态系统的再循环率较低, 仍有较高的剩余生产量有待利用, 均处于不成熟的发育期。

关键词:长江口及毗邻水域; 生态能量通道模型; 生态系统结构; 能量流动

中图分类号: Q146 **文献标志码:** A **文章编号:** 1674-3075(2009)02-0028-09

生态能量通道模型 (Ecopath 模型) (Christensen V et al, 2005) 以食物网为主线, 根据营养动力学原理, 用一组联立方程平衡系统中各功能群生物生产和消耗的能量流动, 直接构造简单的生态系统模型。这种方法最早由 Polovina 提出, 用来评估稳定状态水域生态系统组成 (生物种类或种类组) 的生物量和食物消耗, 经过与 Ulanowicz 的能量生态学理论结合, 逐步发展成为一种生态系统营养成分流动分析方法 (Pauly D et al, 2000)。目前, 在全球包括海洋、湖泊、水库、池塘等 100 多个水生生态系统中得到广泛应用, 国内学者利用该模型描述渤海 (全龄等, 2000)、北部湾 (陈作志等, 2006)、南海北部大陆架 (刘玉等, 2007) 和大亚湾 (王雪辉等, 2005) 等不同海域的能量流动过程, 在香港 (Pitcher T et al, 2000)、台湾 (Lin H J et al, 1999) 的水域也有应用。

长江口及毗邻水域由于受长江携带的大量有机质和营养盐的影响, 水质肥沃, 饵料生物丰富, 是许多生物种群繁殖、育幼和栖息的场所, 又是溯河和降

海种类洄游的必经之路, 生物资源丰富。三峡工程建设于 1997 年完成大江截流, 2003 年 6 月开始蓄水至 135 m。该项巨大的水利截流工程必然对长江流域生态环境施加一定的影响 (吴耀泉, 2007)。本文利用 Ecopath with Ecosim (EwE) 软件, 构建 2000 年秋季和 2006 年秋季 2 个时期的长江口及毗邻水域生态能量通道模型, 比较分析了三峡工程蓄水前后长江口及邻近水域生态系统的结构、能量流动的特征、渔业资源的变动等, 为探讨三峡工程对河口生态系统的影响提供基础资料。

1 材料与方 法

1.1 数据来源

本研究的数据来源于 2000 年秋季和 2006 年秋季黄海水产研究所“北斗”号海洋科学调查船在长江口及毗邻水域 121°~126°E、28°~34°N 范围内的调查。调查站位如图 1 所示。对渔获物作了详细的生物学测定和胃含物分析, 调查数据较充分。在后期的数据处理和分析中, 进行了渔业资源生物量、食物组成矩阵、生产量/生物量 (P/B)、消耗量/生物量 (Q/B)、渔获量等主要参数的估算, 并参考了《东黄海渔业资源利用》(程家骅等, 2006)、《东海大陆架生物资源与环境》(郑元甲等, 2003)、渔业数据库网站 (<http://fishbase.net>) 等文献资料, 基本满足生态能量通道模型的数据需求。

收稿日期: 2009-02-22

基金项目: 国家重点基础研究规划项目资助 (2006CB400607); 国家自然科学基金重大项目资助 (30490233); 国家自然科学基金项目资助 (40606037)。

通讯作者: 金显仕。E-mail: jin@ysfri.ac.cn

作者简介: 林群, 1980 年生, 女, 助理研究员, 博士研究生, 主要从事渔业资源生态学研究。E-mail: linqun@ysfri.ac.cn

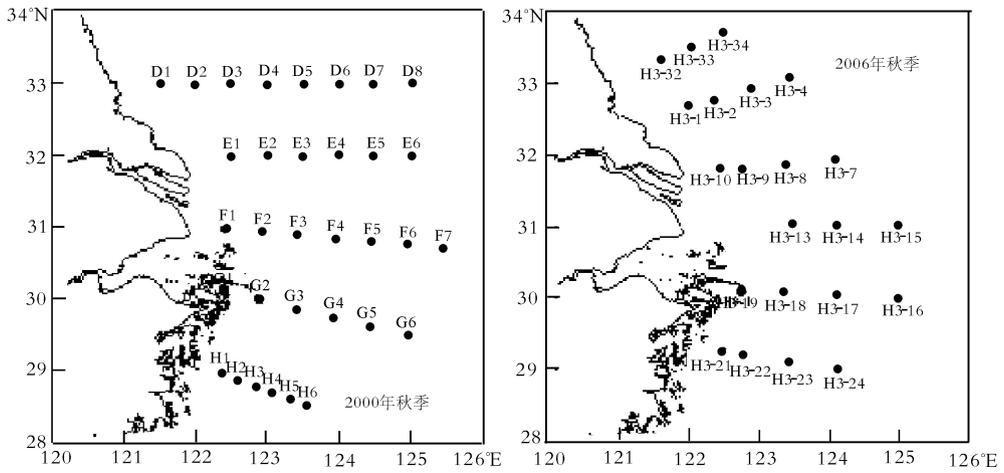


图1 调查站位

Fig.1 Sampling localities

1.2 研究方法

1.2.1 模型构建的基本原理 Ecopath 模型定义生态系统由一系列生态关联的功能群或组 (group) 组成, 所有功能群能够基本覆盖生态系统能量流动的途径。功能群可以是生态习性相同的种类、重要种类或者重要种类的不同体长或年龄组, 也包括有机碎屑、浮游植物、浮游动物、底栖生物。根据营养动力学原理, 每个功能群的能量输入与输出保持平衡。

Ecopath 模型基于 2 个主方程, 一个描述物质平衡, 一个考虑能量平衡。分别表示为:

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

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

其中: 对功能组 i , P_i 是总生产量, Y_i 是总捕捞量, B_i 是生物量, E_i 是净迁移 (迁出 - 迁入), BA_i 是生物量积累, R_i 是呼吸量, U_i 是未消化的食物量, Q_i 是消耗量, M_{0i} 是其它死亡率, M_{2i} 是捕食死亡率。

$$M_{0i} = \frac{P_i \times (1 - EE_i)}{B_i}, M_{2i} = \sum_{j=1}^n \frac{Q_j \times DC_{ji}}{B_i} \quad (3)$$

其中 EE_i 是功能组 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。

假设各生物的食性组成在研究期间保持不变, 通过摄食量, (1) 式可进一步表示为:

$$B_i \times (P/B)_i \times EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \times (Q/B)_j \times DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (4)$$

根据 (4) 式, 一个包含 n 个功能群的生态系统, 可以表示成线性联立方程:

$$B_1 \times (P/B)_1 \times EE_1 - B_1 \times (Q/B)_1 \times DC_{11} - B_2 \times (Q/B)_2 \times DC_{21} \cdots - B_n \times (Q/B)_n \times DC_{n1} - Y_1 - E_1 - BA_1 = 0$$

$$B_2 \times (P/B)_2 \times EE_2 - B_1 \times (Q/B)_1 \times DC_{12} - B_2 \times (Q/B)_2 \times DC_{22} \cdots - B_n \times (Q/B)_n \times DC_{n2} - Y_2 - E_2 - BA_2 = 0$$

⋮

$$B_n \times (P/B)_n \times EE_n - B_1 \times (Q/B)_1 \times DC_{1n} - B_2 \times (Q/B)_2 \times DC_{2n} \cdots - B_n \times (Q/B)_n \times DC_{nn} - Y_n - E_n - BA_n = 0 \quad (5)$$

通过对上述线性方程求解, Ecopath 模型保证方程表示的能量在生态系统中每一个功能群之间的流动保持平衡, 定量地描述生态系统中各个成分的生物学参数。建立 Ecopath 模型要求输入 B 、 P/B 、 Q/B 和 EE 4 个基本参数中的任意 3 个、食物组成矩阵 DC 以及渔获量。各功能群的 P/B 和 Q/B 值可以根据渔业生态学数据获得。在生态系统平衡情况下, 鱼类的 P/B 等于瞬时总死亡率 (Z), Gulland (1983) 和 Pauly (1980) 提出多种估算鱼类和其它水生动物 P/B 的方法。 Q/B 则根据 Palomares 和 Pauly (1989) 提出的使用尾鳍外形比的多元回归模型来计算。食物组成矩阵 DC 一般根据生物的胃含物分析所得。

1.2.2 功能群的选取 Ecopath 模型最少要定义 12 个功能群, 最多可定义 50 个功能群。可以考虑生态系统中能量从有机物经过初级生产、次级生产到顶级捕食者流动的每一个通道的分支, 根据掌握生态学和生物学资料的范围和深度以及研究目的来定义功能群的数量。根据唐启升 (1999) “简化食物网” 的研究策略, 本研究选择占生物量绝大多数 (80% ~ 90%) 的生物种类。

2000 年秋季和 2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统选取的功能群如下: 鱼类、虾类、蟹类、头足类、大型底栖动物、小型底栖动物、水母、浮游动物、

浮游植物、碎屑等17个功能群。

2000年秋季鱼类群落食性的划分是根据张波等(2007)东海高营养层次鱼类功能群的研究情况。虾或鱼食性鱼类:带鱼、海鳗;广食性鱼类:叫姑鱼、白姑鱼;虾食性鱼类:六丝矛尾鰕虎鱼;浮游动物食性鱼类:发光鲷、细条天竺鱼、七星底灯鱼;鱼食性鱼类:竹荚鱼、龙头鱼、小黄鱼、鲈;其它中上层鱼类、其它底层鱼类、其它底栖鱼类。

2006年秋季鱼类群落食性的划分是根据长江口及毗邻水域高营养层次生物群落功能群的研究情况(张波等,2009)。鱼食性鱼类:竹荚鱼、龙头鱼和带鱼;广食性鱼类:绿鳍鱼;虾食性鱼类:细条天竺鱼、海鳗、颚齿鱼、矛尾鰕虎鱼、鮟鱼、拟穴奇鳗和白姑鱼;浮游生物食性鱼类:黄鲫、小黄鱼、银鲳、发光鲷和刺鲳;蟹食性鱼类:前肛鳗;其它中上层鱼类、其它底层鱼类、其它底栖鱼类。

1.2.3 Ecopath模型的调试 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: $0 < EE \leq 1$ 。Ecopath模型建立的置信度的高低取决于参数来源的可靠性和准确性。在数据提交和处理过程中,可以运用模型自带的Ecowrite模块记录数据的来源及引用情况,并用Pedigree模块来评价数据和模型的整体质量。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(Kavanagh P et

al,2004)设定置信区间(通常20%),反复调整不平衡功能群的食物组成以及其它参数,直至所有功能群满足 $0 < EE \leq 1$ 。

2 结果与讨论

2.1 模型运行结果

长江口及毗邻水域生态系统的Ecopath模型在2000年秋季和2006年秋季2个时期的输入和输出结果见表1、表2。

2.2 死亡率

由于不同时期生态环境的变化和捕捞的影响,鱼类的食性发生了改变,导致根据食性选取的功能群的种类有所不同,导致2006年秋季与2000年秋季长江口及毗邻水域生态系统中鱼类、虾蟹类、头足类的捕捞、捕食及其它原因的死亡率占总死亡率的相对比例有所变化,见图2。

2006年秋季与2000年秋季相比较,鱼食性鱼类的捕捞死亡率有所降低、捕食死亡率有所增加;广食性鱼类仍然主要是捕捞死亡;虾食性鱼类捕捞死亡率略微增加,相应的捕食死亡率有所降低;浮游生物食性鱼类与浮游动物食性鱼类相比较,捕捞死亡率比例增加了50%多,主要由于2000年秋季浮游动物食性鱼类为发光鲷、细条天竺鱼、七星底灯鱼,而2006年秋季浮游生物食性鱼类为黄鲫、小黄鱼、银鲳、发光鲷和刺鲳;其它功能群的相对死亡率比例变化不大。

表1 2000年秋季长江口及毗邻水域生态系统模型参数的输入和输出

Tab. 1 Inputs and outputs of the Yangtze River estuary and adjacent waters ecosystem model of autumn 2000

功能组 Group	营养级 Trophic level	生物量/ $t \cdot km^{-2}$ Biomass	P/B	Q/B	生态营 养效率 EE	渔获量/ $t \cdot km^{-2}$ Catch
虾或鱼食性鱼类 Shrimp or fish predators	4.14	0.2104	1.3000	4.5000	0.9844	0.221
广食性鱼类 Generalist predators	3.45	0.0176	0.9737	7.3000	0.9881	0.017
虾食性鱼类 Shrimp predators	3.92	0.0243	0.8600	5.5000	0.9236	0.006
浮游动物食性鱼类 Zooplanktivores	3.12	0.9248	2.1000	8.0000	0.9866	0.012
鱼食性鱼类 Piscivorous fishes	4.09	0.5862	0.7577	4.4000	0.9869	0.404
其它中上层鱼类 Other pelagic fishes	3.23	0.7208	1.4000	4.5000	0.8724	0.139
其它底层鱼类 Other demersal fishes	3.86	0.1924	0.8000	5.0000	0.9548	0.015
其它底栖鱼类 Other benthic fishes	3.94	0.0626	0.9500	4.8000	0.8202	0.028
虾类 Shrimps	2.92	0.2640	5.4000	28.0000	0.9803	0.013
蟹类 Crabs	2.88	0.1282	3.0000	12.0000	0.8822	0.041
头足类 Cephalopod	3.28	0.1704	3.0000	9.5000	0.9574	0.004
大型底栖动物 Macrobenthos	2.28	8.7900	2.0000	8.6000	0.3823	/
小型底栖动物 Meiobenthos	2.05	4.7226	9.2800	33.0000	0.3726	/
水母 Jellyfish	3.08	3.5000	5.0000	20.0000	0.3217	0.015
浮游动物 Zooplankton	2.00	3.9353	25.0000	180.0000	0.7760	/
浮游植物 Phytoplankton	1.00	18.9765	180.0000	-	0.1632	/
碎屑 Detritus	1.00	15.0000	-	-	0.1138	/

注:黑体数据由模型估计得出,-表示相应值不存在,/表示无统计数据。

Notes: Bold parameters were estimated by the model; Symbols - the corresponding value did not exist and symbol / expressed no statistical data.

表 2 2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统模型参数的输入和输出

Tab. 2 Inputs and outputs of the Yangtze River estuary and adjacent waters ecosystem model of autumn 2006

功能组 Group	营养级 Trophic level	生物量/ t · km ⁻² Biomass	P/B	Q/B	生态营 养效率 EE	渔获量/t · km ⁻² Catch
鱼食性鱼类 Piscivorous fishes	4.20	0.1397	0.8000	4.5000	0.9979	0.080
广食性鱼类 Generalist predators	4.26	0.0208	0.7000	4.4000	0.9967	0.015
虾食性鱼类 Shrimp predators	4.03	0.1054	0.8500	4.5000	0.8917	0.035
浮游生物食性鱼类 Planktivores	3.29	0.2761	0.7000	5.0000	0.9590	0.120
蟹食性鱼类 Crab predators	3.79	0.0660	1.2000	6.0000	0.9852	0.078
其它中上层鱼类 Other pelagic fishes	3.40	0.6911	0.8078	4.5000	0.9976	0.150
其它底层鱼类 Other demersal fishes	4.04	0.2079	0.8791	4.9500	0.9828	0.020
其它底栖鱼类 Other benthic fishes	3.93	0.0998	0.9578	4.9330	0.9527	0.040
虾类 Shrimps	3.02	0.2516	7.6000	28.9000	0.9961	0.080
蟹类 Crabs	2.76	0.4651	3.5000	12.0000	0.9948	0.100
头足类 Cephalopod	3.27	0.3815	3.1000	8.0000	0.9327	0.060
大型底栖动物 Macrobenthos	2.29	8.8000	2.0000	8.6000	0.5053	/
小型底栖动物 Meiobenthos	2.05	3.3728	9.2800	33.0000	0.5291	/
水母 Jellyfish	3.08	2.4000	5.0000	20.0000	0.3496	0.020
浮游动物 Zooplankton	2.00	4.0127	25.0000	180.0000	0.5043	/
浮游植物 Phytoplankton	1.00	5.6036	200.0000	-	0.4991	/
碎屑 Detritus	1.00	18.0000	-	-	0.3857	/

注: 黑体数据由模型估计得出, - 表示相应值不存在, / 表示无统计数据。

Notes: Bold parameters were estimated by the model; Symbols - the corresponding value did not exist and symbol / expressed no statistical data.

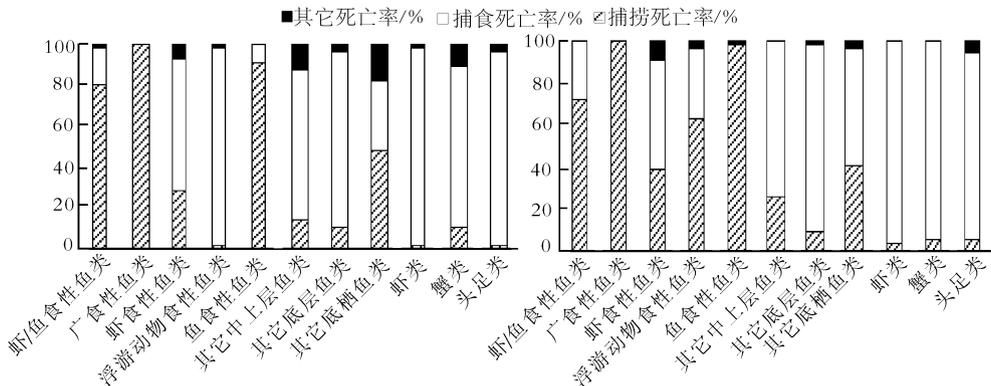


图 2 2000 年和 2006 年秋季鱼类、虾蟹类以及头足类的相对死亡率

Fig. 2 Relative mortality of fishes, shrimps and crabs between autumn 2000 and autumn 2006

2.3 各营养级的捕捞量和生物量

生物量在各营养级分配的情况见图 3, 生物量主要集中在第 I 到第 IV 营养级。2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统中, 第 I、II、III、IV 营养级的生物量比 2000 年秋季均有所降低。

捕捞在各营养级分配的情况见图 4, 2 个时期模型的捕捞主要集中在第 III、IV 营养级。2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统在第 IV 营养级的捕捞不足 2000 年秋季的 1/2, 在第 III 营养级的捕捞较 2000 年秋季增加了 56.6%, 在第 II 营养级也有所增加, 而在第 V 营养级则相对减少。总的来看, 低营养级的捕捞增加, 而高营养级的捕捞减少。

2.4 营养级间的能量转换效率

2000 年和 2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统各营养级间的能量转换效率见表 3。可以看出, 长江口及毗邻水域生态系统在 2 个时期都存在牧食食物链和碎屑食物链 2 条食物链。营养级 I → II 的转换效率 2000 年秋季高, II → III 的转换效率 2006 年秋季高, III → IV 及较高营养级的转换效率在 2 个时期相差不大。2000 年秋季长江口及毗邻水域生态系统的总转换效率为 9.4%, 系统中能流有 47% 通过碎屑链传递; 2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统的总转换效率为 9.9%, 碎屑链的重要性略有降低, 系统中能流有 41% 通过碎屑链传递。

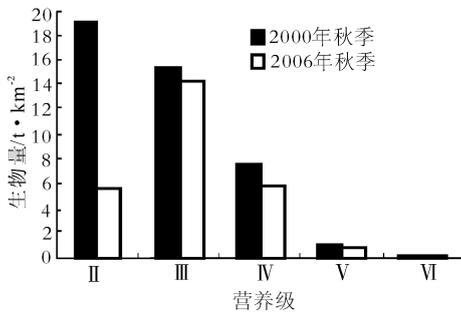


图3 各营养级的生物量

Fig. 3 Total biomass in discrete trophic levels

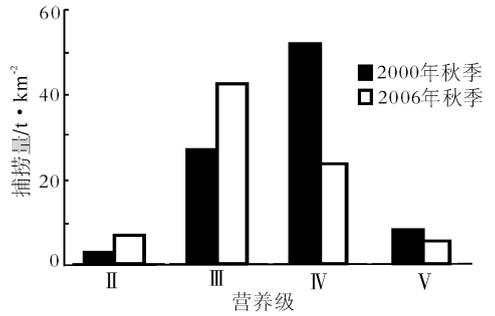


图4 各营养级的捕捞量

Fig. 4 Total catch in discrete trophic levels

表3 2000年和2006年秋季长江口及毗邻水域生态系统各营养级间的能量转换效率 %

Tab. 3 Energy transfer efficiency of discrete trophic levels in the Yangtze estuary and adjacent waters ecosystem between autumn 2000 and autumn 2006

时间/Time	2000年				2006年			
营养级 Trophic levels	II	III	IV	V	II	III	IV	V
生产者 Producer	10.3	4.5	16.4	20.6	7.3	6.3	16	18.3
碎屑 Detritus	10.4	5.1	17.8	20	9.4	7.9	19.1	18.4
总能流 All flow	10.3	4.7	17	20.3	8	7	17.5	18.4
碎屑所占的能流比 Proportion of total flow originating from detritus		0.47				0.41		
初级生产者转换效率 Transfer efficiencies from primary producers		9.10				9.00		
碎屑转换效率 Transfer efficiencies from detritus		9.80				11.20		
总转换效率 Total transfer efficiencies		9.40				9.90		

2.5 各功能群间的营养相互关系

1951年,经济学家 Leontief 使用投入产出的分析方法评估了美国经济各要素间的直接、间接相互作用。后来,Ulanowicz 和 Puccia(1990)修改了该方法,并应用到 EwE 软件中分析各功能群间的营养相互关系(Mixed trophic impact, MTI)。MTI 描述了生态系统各功能群之间的直接的、间接的营养影响,包括捕食和竞争的相互作用等。MTI 可以被表示为一个 $n \times n$ 阶可逆矩阵的形式:

$$MTI_{ji} = DC_{ji} - FC_{ji} \quad (7)$$

其中: DC_{ji} 见(3)式, FC_{ji} 是捕食者 i 占被捕食者 j 的捕食者组成的比例,渔业捕捞也可被考虑为“捕食者”, $MTI \in (-1, 1)$ 。

长江口及毗邻水域生态系统各功能群的营养相互关系如图5所示,通常同类残食的影响为负的影响,同组内生物之间的竞争随生物量的增加而加强;大部分功能群对喜爱的被捕食者产生直接的负影响,对直接的捕食者产生正的影响。浮游植物和有机碎屑作为系统的生产者,对其它大部分功能群有积极影响,浮游动物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。而渔业通过捕捞对大部分可捕鱼类有负影响。

在2个时期的模型中,广食性鱼类和虾食性鱼类生物量的增加对其它功能群的影响较小,因此,营养相互关系图中未选取这2个功能群。从图5(a)可以看出,底层鱼类和底栖鱼类由于食物竞争对彼此产生负的影响;由于捕食原因,鱼食性鱼类对浮游动物食性鱼类产生负影响,而浮游动物食性鱼类对鱼食性鱼类功能群有正的影响;虾类生物量的增加对底栖鱼类有明显的正影响。从图5(b)可以看出,虾类功能群生物量的增加对底层鱼类产生正的影响,而底层鱼类对虾类产生负的影响;蟹类功能群生物量的增加对蟹食性鱼类有明显的正影响等。

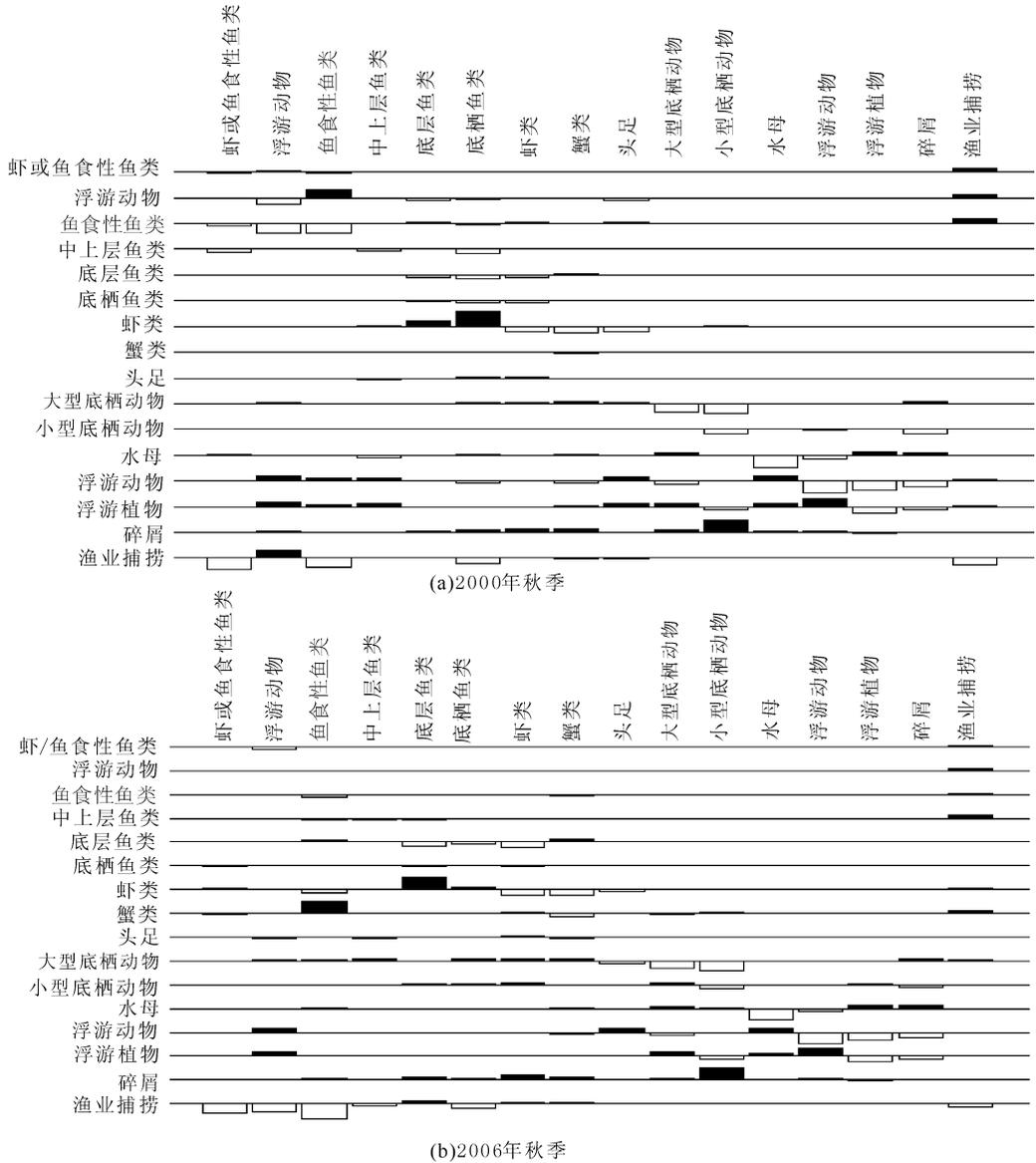
2.6 系统总流量及营养流分布

生态系统的能量流动过程是指生态系统中生物与环境之间、生物与生物之间的能量传递过程。能量流动是生态系统最基本的功能之一,它直接影响到生态系统的结构和动态,影响到生态系统的物质循环和信息传递(何池全,2002)。系统总流量是生态系统的能量流动总和,反映了系统规模的大小(Ulanowicz, 1986),它是总摄食消耗量、总输出、总呼吸以及流向碎屑能量的总和。

2个时期的呼吸量、摄食消耗量、流向碎屑量和流量基本上均呈金字塔型分布,即低营养级的值大,越到顶级越小,基本符合能量金字塔规律(表4)。

长江口及毗邻水域生态系统在 2000 年和 2006 年秋季 2 个时期的营养流分布,第 I 营养级差别较大,2000 年秋季总流量为 6 553.988,2006 年秋季总流量为 1 959.351,是 2000 年秋季的 30%;2000 年秋季流向碎屑量为 2 858.467,2006 年秋季流向碎屑

量为 561.3613,是 2000 年秋季的 20%;2000 年秋季总摄食消耗量为 914.5551,2006 年秋季总摄食消耗量较 2000 年秋季略有降低,为 882.8514。其它主要营养级的能流在 2 个时期相差不大。



注: 图示左侧功能群生物量的增加对横向功能群的影响大小及影响方向。矩形图向上代表正的影响,向下表示负的影响,矩形图面积大小代表影响的强弱。

图 5 2000 年和 2006 年秋季长江口及毗邻水域生态系统营养关系

Notes: Pictures showed the impact on the horizontal functional groups by biomass increase of functional groups on left side. Rectangular graph represented the positive impact when it's upward, and negative when it's downward. The rectangular map size showed the strength of the impact.

Fig. 5 Mixed trophic impact on the Yangtze River estuary and adjacent waters ecosystem between Autumn 2000 and Autumn 2006

2.7 总体特征

Odum (1969) 从系统能量学、群落结构、生活史、物质循环及稳态等 5 个方面选取了 24 个指标全面归纳生态系统发育过程中结构与功能特征的变化趋

势。在 Odum 关于生态系统发展状态的表征参数中,大部分参数表达均处于概括和模糊状态, Ecopath 模型在模型中将大部分参数量化,其中总初级生产量/总呼吸量 (TPP/TR)、净生产量 (NSP)、信息

(Information)、循环指数(FCI)、连接指数(CI)和系统杂食指数(SOI)等是表征系统成熟度的重要指标。TPP/TR是初级生产力与总呼吸量的比值,是表征系统成熟度的主要指标,成熟的生态系统中,该比值逐渐接近于1,说明没有多余的生产量可供系统再利用。FCI表示系统生产力中贡献给物质和能量再循环的比例,表明生态系统有机物质流转的速

度,在模型中可通过直接计算得到。 $0 < FCI < 0.1$ 时,属于低再循环率,系统处于发育的早期; $FCI > 0.5$ 时,属于高再循环率,说明系统处于发育的成熟期。CI和SOI是表征系统内部联系复杂程度的指标,越是成熟的系统,其各功能群间的联系越强,系统越稳定。

表4 2000年和2006年秋季长江口及毗邻水域生态系统的总流量、生物量及生产量在营养级间的分布 t/km^2

Tab. 4 Comparison between distribution of throughput, biomass and production at discrete trophic levels in the Yangtze River estuary and adjacent waters ecosystem between Autumn 2000 and Autumn 2006

营养级 Trophic level	摄食消耗量 Consumption by Predation		流向碎屑量 Flow to Detritus		呼吸量 Respiration		总流量 Throughput	
	2000年	2006年	2000年	2006年	2000年	2006年	2000年	2006年
	I	914.5551	882.8514	2858.467	561.3613	-	-	6553.988
II	94.6217	71.3145	240.3907	248.6127	580.3477	567.7568	915.3878	887.7513
III	4.6259	4.9824	37.7044	26.92	60.5723	45.2468	103.1728	77.5723
IV	0.5511	0.8302	1.441	1.4402	3.7944	3.6007	6.3039	6.1092
V	0.0886	0.1384	0.1825	0.2396	0.4939	0.6315	0.8487	1.067

利用 Ecopath 模型的网络分析功能估算长江口及毗邻水域生态系统的特征参数(表5)。可以看出,2006年秋季长江口及毗邻水域生态系统的总生物量、容量比2000年秋季有所下降,系统规模降低。渔获物的平均营养级从2000年秋季的3.84降低到2006年秋季的3.45。2006年秋季初级生产力较2000年秋季降低,总净初级生产量是2000年秋季的32.8%。2006年秋季系统的总容量比2000年秋季下降了1/2。在2000年秋季和2006年秋季模型

中,TPP/TR值分别为5.2933和1.8154,NSP值分别为2770.472和503.3682,信息值分别为1.1585和1.0646,FCI分别为0.0188和0.0599,CI分别为0.4492和0.4141,SOI分别为0.2557和0.3132,说明这2个时期长江口及毗邻水域生态系统再循环率较低,初级生产力较高而信息值低,仍有较高的剩余生产量有待利用,系统各功能群间连接较松散,能量在系统中流动的路径短(MPL=2.2148和2.5950),系统均处于不成熟的发育期。

表5 长江口及毗邻水域生态系统总体特征比较

Tab. 5 Comparison of system statistics of the Yangtze River estuary and adjacent waters ecosystem between autumn 2000 and autumn 2006

参数 Attribute	模型估算值 Estimated by Ecopath	
	2000年	2006年
系统总生物量(排除碎屑)/ $t \cdot km^{-2}$ Total biomass (excluding detritus)	43.2261	26.8942
系统总流量/ $t \cdot km^{-2}$ Total system throughput	7601	2953
总容量/ $t \cdot km^{-2}$ Total capacity	18516.9	9910
总净初级生产量/ $t \cdot km^{-2}$ Total net primary production	3415.77	1120.729
流入碎屑总量/ $t \cdot km^{-2}$ Total flows to detritus	3138.219	838.6214
总消耗量/ $t \cdot km^{-2}$ Total consumption	1036.035	980.7836
总输出/ $t \cdot km^{-2}$ Total export	2781.882	515.9352
总呼吸量/ $t \cdot km^{-2}$ Total respiration	645.2982	617.361
总生产量/ $t \cdot km^{-2}$ Total production	3598	1288
净生产量/ $t \cdot km^{-2}$ Net system production (NSP)	2770.472	503.3682
净效率 Gross efficiency (catch/net p. p.)	0.000268	0.000711
渔获物平均营养级 Mean trophic level of catch	3.84	3.45
信息 Information	1.1585	1.0646
循环指数(FCI) Finn Cycling Index	0.0188	0.0599
平均能流路径(MPL) Finn's mean path length	2.2148	2.5950
连接指数(CI) Connectance Index	0.4492	0.4141
系统杂食指数(SOI) System Omnivory Index	0.2557	0.3132

3 小结

2006年秋季长江口及毗邻水域生态系统与2000年秋季相比较表明,总生物量、系统总流量比2000年秋季有所下降,系统规模有所降低,总净初级生产量是2000年秋季的32.8%;2个时期的营养流分布在第I营养级差别较大,在其它营养级分布相差较小;随着工农业的发展,大量污染物排至河口及邻近海域,不断加重海域的污染,许多化学物超标,导致富营养化,赤潮屡屡发生,生态环境恶化,导致渔业资源的变动(线薇薇等,2004)。从模型结果中可直观的看出,低营养级层次渔获物数量增加,渔获物的平均营养级下降,从3.84降低到3.45。三峡工程蓄水后,依据150 m和180 m的调节方案使入海径流量分别减少2 880和7 000 m³/s(单秀娟等,2005)。随着长江径流的减少和长江冲淡水面积的减小,陆源营养物质减少,长江口及毗邻水域由于泥沙悬浮物和沉积量减少,海水透明度升高,真光层增厚,更有利于浮游植物光合作用的进行,同时吸附的有机碎屑量较少,导致2006年秋季长江口及毗邻水域生态系统中碎屑链的重要性较2000年秋季降低。长江口及毗邻水域生态系统在2000年和2006年秋季2个时期,系统的再循环率较低,能量在系统中流动的路径较短,仍有较高的剩余生产量有待利用,均处于不成熟的发育期。

参考文献:

陈作志,邱永松,贾晓平. 2006. 北部湾生态通道模型的构建[J]. 应用生态学报, 17(6):1107-1111.

程家骅,张秋华,李圣法,等. 2006. 东黄海渔业资源利用[M]. 上海:上海科学技术出版社.

单秀娟,线薇薇,武云飞. 2005. 三峡工程蓄水前后秋季长江口鱼类浮游生物群落结构的动态变化初探. 中国海洋大学学报. 35(6):936-940.

何池全. 2002. 三江平原毛茛苔草湿地能量流动过程分析[J]. 生态学报, 22(8):1531-3531.

刘玉,姜涛,王晓红,等. 2007. 南海北部大陆架海洋生态系统 Ecopath 模型的应用与分析[J]. 中山大学学报:自然科学版, 46(1):123-127.

唐启升. 1999. 海洋食物网与高营养层次营养动力学研究策略[J]. 海洋水产研究, 20(2):1-11.

全龄,唐启升,Pauly D. 2000. 渤海生态通道模型的初探[J]. 应用生态学报, 11(3):435-440.

王雪辉,杜飞雁,邱永松,等. 2005. 大亚湾海域生态系统模型研究 I: 能量流动模型初探[J]. 南方水产, 1(3):1-8.

吴耀泉. 2007. 三峡库区蓄水期长江口底栖生物数量动态分析[J]. 海洋环境科学, 26(2):138-141.

线薇薇,刘瑞玉,罗秉征. 2004. 三峡水库蓄水前长江口生态与环境[J]. 长江流域资源与环境, 13(2):119-123.

张波,金显仕,唐启升. 2009. 长江口及邻近海域高营养层次生物群落功能群及其变化[J]. 应用生态学报, 20(2):344-351.

张波,唐启升,金显仕. 2007. 东海高营养层次鱼类功能群及其主要种类[J]. 中国水产科学, 14(6):939-949.

郑元甲,陈雪忠,程家骅,等. 2003. 东海大陆架生物资源与环境[M]. 上海:上海科学技术出版社.

Christensen V, Walters C J, Pauly D. 2005. Ecopath with Ecosim: A User's Guide [OL]. Fisheries Centre, University of British, Columbia, Canada.

Christensen V, Walters C J. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations [J]. Ecol Model, 172:109-139.

Gulland J A. 1983. Fish stock assessment: a manual of basic methods [M]. Johan Wiley and sons, New York.

Kavanagh P, Newlands N, Christensen V, et al. 2004. Automated parameter optimization for Ecopath ecosystem models [J]. Ecol Model, 172:141-149.

Leontief W W. 1951. The Structure of the U. S. Economy [M]. New York:Oxford University Press.

Lin H J, Shao K T, Kuo S R, et al. 1999. A trophic model of a sandy barrier lagoon at Chiku in southwestern Taiwan Estuarine[J]. Coastal and Shelf Science, 48:575-588.

Odum E P. 1969. The strategy of ecosystem development [J]. Science, 104:262-270.

Palomares M L D, Pauly D. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations [J]. Freshwat Res, 40:259-273.

Pauly D, Christensen V, Walters C J. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries [J]. ICES Journal of Marine Science, 57:697-706.

Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks [J]. J. Cons int Explor Mer, 39(2):175-192.

Pitcher T, Buchary E, Asumaila U R, et al. 2000. Spatial simulations of Hong Kong's marine ecosystem: Ecological and economic forecasting of marine protected areas with human-made reefs[R]. Fish Cent Res Rep, 10(3):1-168.

Ulanowicz R E, Puccia C J. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems [J]. Coenoses, 5:7-16.

Ulanowicz R E. 1986. Growth and development, ecosystems phenomenology [M]. New York: Springer-Verlag.

Study on the Structure and Energy Flow of the Yangtze River Estuary and Adjacent Waters Ecosystem Based on Ecopath Model

LIN Qun^{1,2}, JIN Xian-shi¹, GUO Xue-wu¹, ZHANG Bo¹

(1 Key Laboratory for Sustainable Utilization of Marine Fisheries Resource, Ministry of Agriculture, Key Laboratory for Fishery Resources and Eco-environment, Shandong Province Yellow Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Science, Qingdao 266071, China;
2 Fisheries College, Ocean University of China, Qingdao 266003, China)

Abstract: The study was based on the investigations of fishery resources and environment of the Yangtze River Estuary and adjacent waters in autumn 2000 and autumn 2006. Using the Ecopath with Ecosim software, the mass – balance models of the Yangtze River Estuary and adjacent waters ecosystem were constructed during the two periods. Based on the two models, the changes of the ecosystem structure and energy flow were compared and analyzed before and after the sluice of the Three Gorges Dam. The models included 17 functional groups covering the main trophic flow of the Yangtze River Estuary and adjacent waters ecosystem, which were fishes, shrimps, crabs, cephalopod, zooplankton, detritus, phytoplankton, benthos, etc. The results indicated that the total biomass and system throughput of Autumn 2006 was lower than that of Autumn 2000, and the role of detritus in nutrient regeneration decreased. The decrease of mean trophic level of catch may be owing to the catch increase of lower trophic level fishes in autumn 2006. Since the Finn cycling index were lower and there were high surplus production, the Yangtze River Estuary and adjacent waters ecosystem in Autumn 2000 and Autumn 2006 were both in developmental stage.

Key words: Yangtze River estuary and adjacent waters; mass-balance modeling (Ecopath); ecosystem structure; energy flow