

文章编号: 1674 - 5566(2012)01 - 0078 - 08

五里湖生态系统能量流动模型初探

黄孝锋¹, 邢旭文^{2,3}, 陈家长^{2,4}

(1. 南京农业大学 无锡渔业学院, 江苏 无锡 214081; 2. 中国水产科学研究院 淡水渔业研究中心, 江苏 无锡 214081; 3. 农业部淡水鱼类遗传育种与养殖生物学重点开放实验室, 江苏 无锡 214081; 4. 中国水产科学研究院 内陆渔业生态环境和资源重点开放实验室, 江苏 无锡 214081)

摘要: 根据2009年五里湖的渔业资源和生态环境调查数据, 利用EwE 6.0构建五里湖生态系统的生态通道模型。该模型包括大型鲃、其他食鱼性鱼类、湖鲚、鲤、鲫、野杂鱼、鲢、草食性鱼类、大型虾蟹类、软体动物、其他底栖动物、浮游动物、沉水植物、其他维管束植物、浮游植物和碎屑等17个功能组, 基本覆盖了五里湖生态系统能量流动的主要过程。模型分析表明: 2009年五里湖生态系统处在趋于成熟时期。生态网络分析表明, 生态系统各功能组的营养级范围为1~3.958, 能量流动主要有6级, 来自初级生产者的能量效率为4.4%, 来自碎屑的传递效率为5.1%, 平均能量传递效率为4.9%。生态系统功能组直接来源于碎屑的比例占总流量的60%, 来源于初级生产者的比例为44%。生态系统的总初级生产计算量/总呼吸量(TPP/TR)、连接指数(CI)、系统聚合度(A)、Finn's 循环指数(FCI)、Finn's 平均能流路径长度(FCL)和系统杂合度(SOI)分别为1.339、0.277、0.267、0.155、3.393、0.119。

研究亮点: 初步尝试将生态通道模型应用于评价湖泊生物修复效果, 研究增殖放养的鱼类和贝类对水域生态系统的上行效应和下行效应。判断在实施富营养湖泊的生物治理过程中, 从生态系统水平探讨五里湖生态系统的成熟度和发育程度, 为大水面增殖放养鱼类、贝类等提供管理实例。

关键词: Ecopath 模型; 生物量; 能量流动; 五里湖

中图分类号: P 342

文献标志码: A

五里湖又名蠡湖, 是太湖深入无锡境内的浅水湖湾。20世纪50-60年代, 五里湖水草繁茂, 湖水清澈见底^[1-3]。自20世纪70年代末以来, 大量污水未经处理直接排入五里湖, 导致五里湖水质逐年下降, 富营养化日趋严重, 2001年该湖的水质监测结果为劣V类^[3]。五里湖生态重建被列入太湖水污染防治工作重点之一, 2002-2005年无锡市政府对五里湖环境进行了综合整治, 实施的项目包括退渔还湖、清淤、外源性综合整治等水生态重建^[4]。在此基础之上, 为控制蓝藻水华, 根据非经典的生物操纵理论, 在湖泊修复过程中实施“净水渔业”项目, 在五里湖增殖放养滤食性的鲢鳙、贝类和螺类等^[5]。生态重构后对水域生态系统的能量传递效率、各功能组生物

之间的营养关系缺乏深入研究。因此, 有必要进一步研究五里湖水域生态系统营养结构和能量流动特征。

EwE是一款非常实用的生态系统营养网络建模软件, 是由ICLARM(菲律宾马尼拉国际水生资源管理中心)发布的公共软件, Ecopath模型已被证明是新一代的生态系统分析管理工具, 主要用于生态系统健康评价和营养结构分析。基于生态系统的能量流动和食物网结构的生态通道模型, 整合了当今生态学的基础知识^[6]。由POLOVOINA提出该方法后, 结合ULANOWICZ的能量分析生态学理论, 逐步发展成为一种生态系统营养成分流动的分析方法^[7], 经过约30年的发展而逐渐趋于完善, 现已经逐步成为水域生

收稿日期: 2011-07-07 修回日期: 2011-10-07

基金项目: 无锡市发改委项目(2115019)

作者简介: 黄孝锋(1980—), 男, 硕士研究生, 研究方向为内陆渔业与信息管理。E-mail: xhuang2020@163.com

通讯作者: 邢旭文, E-mail: bingxw@ffrc.cn

态系统有效的科学管理工具^[8]。国内学者利用该模型描述了湖泊^[9]、河口海岸^[10]、人工生态系统^[11]、海洋^[12]、养殖水域^[13]和海藻场^[14]等不同水域生态系统的能量流动和营养结构。为了评价五里湖生态系统的状态、物质和能量循环途径,本研究利用 EwE 6.0 构建五里湖生态系统的生态通道模型,旨在摸清生态修复过程中五里湖生态系统的营养结构和能量流动状况,以达到评价五里湖生态系统的稳定性和提出合理的治理措施,为富营养化湖泊的生态修复提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究位点

五里湖位于 31.28° ~ 31.35° N, 120.13° ~ 120.27° E (图 1), 东西长 6 km, 南北宽 0.3 ~ 1.5 km, 面积约 6.4 km², 常年水位 3.07 m, 平均水深 1.60 m, 2002 年全湖底泥疏浚后, 平均水深为 2.10 m, 清淤后的五里湖的面积由 6.4 km² 扩大为 8.4 km²。各采样点的经度与纬度分布如下: 1[#] (120°14'25.5"E, 31°31'09.6"N); 2[#] (120°14'09.7"E, 31°31'28.2"N); 3[#] (120°13'48.1"E, 31°31'54.4"N); 4[#] (120°14'09.2"E, 31°31'10.0"N); 5[#] (120°13'46.5"E, 31°31'38.1"N); 6[#] (120°13'38.7"E, 31°31'52.7"N); 7[#] (120°14'38.4"E, 31°30'50.1"N); 8[#] (120°14'43.3"E, 31°30'55.3"N); 9[#] (120°14'49.9"E, 31°31'02.4"N); 10[#] (120°14'54.3"E, 31°30'39.6"N); 11[#] (120°15'01.0"E, 31°30'44.5"N); 12[#] (120°15'07.3"E, 31°30'57.6"N); 13[#] (120°15'13.8"E, 31°30'20.8"N); 14[#] (120°15'37.3"E, 31°30'43.7"N); 15[#] (120°16'13.6"E, 31°31'04.9"N)。于 2009 年 3 月到 10 月对全湖 15 个采样点, 各进行了 8 次采样。

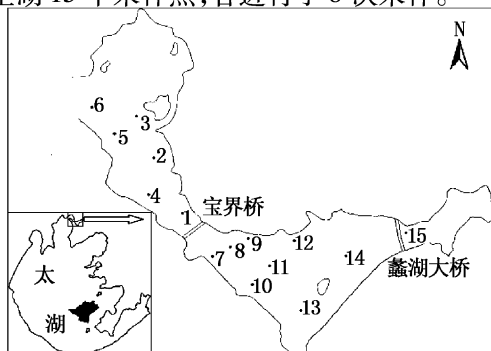


图 1 五里湖的地理位置及采样点分布
Fig. 1 The geographic location of Lake Wuli and location of sampling station

1.2 实验方法

研究中,生物量的资料来源于五里湖“净水渔业”项目的调查报告。根据《内陆水域渔业自然资源调查手册》^[15]要求,并参考了相关文献,于 2009 年调查了五里湖生物的种类及生物量;于该年 3 月至 10 月的每月中旬分别在全湖 15 个采样点调查底栖动物、浮游植物和浮游动物生物量。

1.3 建模方法

1.3.1 Ecopath 模型原理

Ecopath 模型利用营养动力学原理直接构造水域生态系统结构,确定生态参数的能量来达到平衡模式^[8]。Ecopath 模型定义的生态系统是由一系列生态相关联的功能组 (box 或 group) 组成,所有功能组成分必须覆盖生态系统能量流动全过程,这些成分的相互联系充分体现了整个系统的能量循环过程,系统中功能组可以包括有机碎屑、浮游生物、一组鱼类、规格、年龄组或生态特性相同的鱼类^[8, 16]。该模型假设建模对象的生态系统中全部功能组是稳定不变的,这表示生态系统的总能量输入与总输出始终相等,那么就可以用公式表示为:

$$Q = P + R + U \quad (1)$$

式中: Q 为消耗量; P 为生产量; R 为呼吸量; U 为未消化的食物量。

1.3.2 功能组的划分及模型调整

根据规格、生物学特征 (生长和死亡率) 及食性特点划分功能组,还参考了 OPIZE^[17]、MILESSI 等^[18]及 CARRER 和 OPIZE^[19]对功能组划分的建议,五里湖生态系统的营养通道模型由 17 个功能组构成 (表 1)。根据调查数据的实际情况并为更好地在模型中应用,功能组的定义与分类学略有不同,但基本覆盖了五里湖生态系统能量流动过程。其中将增殖放养的鲢、鳙、贝类划分为单独的功能组;根据鱼类对水生植物的食性,将栽种的植物分别划分两个功能组即沉水植物和其他维管束植物;按照模型平衡的要求,将碎屑作为单独的功能组。

1.3.3 功能组生物学参数来源

在本研究中,能量在系统中的流通用生物湿重 t/km^2 表示,时间限定为 1 年,鱼类的生物量主要来自调查数据。按照生态通道模型的建模相关要求^[20],需要输入生物量 (B)、P/B 系数、Q/B 系数、EE 中的 3 类数据,模型才能估算出其他相

关系系数。对于不同种类的功能组 P/B 和 Q/B 值 (表 1), 本文参考了杭州湾^[11] 和千岛湖^[9] 中类似功能组, 并结合渔业数据库网站 (www. fishbase.

org)。各功能组生物的食物组成矩阵来自于采样鱼类的胃含物分析。

表 1 五里湖生态系统 Ecopath 模型功能组估算参数
Tab. 1 In and out parameters of the ecopath of Wuli Lake's ecosystem

编号	功能组	缩写	营养级	生物量	生产量/生物量 P/B(a ⁻¹)	消耗量/生物量 Q/B(a ⁻¹)	营养传输效率 EE	生产量/消耗量 P/Q
1	大型鲃	LarC	3.958	0.504	0.674	3.200	0.095	0.211
2	其他食鱼性鱼类	OthP	3.583	0.861	1.665	6.100	0.086	0.273
3	湖鲚	TapA	3.108	0.763	1.283	11.350	0.884	0.113
4	鲤	ComC	2.841	0.496	0.960	10.693	0.202	0.090
5	鲫	CruC	2.902	0.584	1.130	12.300	0.472	0.092
6	鳊	BigC	2.813	16.875	0.990	6.900	0.115	0.143
7	野杂鱼	OthF	3.067	1.114	2.155	11.000	0.602	0.196
8	鲢	SilC	2.090	39.350	1.100	8.00	0.461	0.138
9	草食性鱼类	HerF	2.219	1.510	0.987	7.100	0.862	0.139
10	大型虾蟹类	MacC	2.800	0.273	3.092	41.223	0.920	0.075
11	软体动物	Moll	2.200	51.907	1.326	10.600	0.148	0.125
12	其他底栖动物	OthB	2.100	4.130	5.130	101.000	0.323	0.051
13	浮游动物	Zoop	2.000	8.524	36.201	120.934	0.898	0.299
14	沉水植物	SubM	1.000	11.320	2.253	-	0.837	-
15	其它维管束植物	OthM	1.000	101.992	1.000	-	0.968	-
16	浮游植物	Phyt	1.000	9.796	261.700	-	0.230	-
17	碎屑	Detr	1.000	11.600	-	-	0.556	-

注:黑体为模型计算的参数。

1.3.4 Ecopath 模型调试

模型平衡最基本的要求是生态营养效率 (Ecotrophic Efficiency, EE) 必须介于 0 ~ 1 之间^[21]。在数据处理过程中, 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。本研究使得模型置信区间均在 $\pm 20\%$ 范围内, 反复调试 P/B, Q/B 以及食物成分, 使模型功能组参数的输入和输出相等, 模型平衡满足的基本条件为 $0 < EE \leq 1$ 。

2 结果与讨论

根据对五里湖生物资源的调查得到的相关数据, 以及参考生态模型的构建方法^[22], 本研究构建的五里湖生态系统的 Ecopath 模型功能组参数的输入和模型调试结果见表 1^[23-30]。

2.1 生态系统的能量流动关系

建立在物质循环基础上生态系统的能量流动和生物量可以用营养流动分析图来表示^[31]。2009 年五里湖的能量流动图见图 2, 各营养级间的能量传递效率见表 2, 每年的能量流动用 t/km^2 表示。

五里湖生态系统各营养级间的能量传递效率见表 2。生态系统的能量流动主要有两条途径, 即以沉水植物和其他维管束植物为起点的牧食链及以碎屑为起点的腐质链。该生态系统牧食链的主要结构为: 营养级 I (浮游植物、沉水植物和其它维管束植物) → 营养级 II (软体动物、草食性鱼类、浮游动物和鲢) → 营养级 III (鳊、鲤和湖鲚) → 营养级 IV (大型鲃和其他食鱼性鱼类); 生态系统腐食链的主要结构为: 再循环有机物 → 碎屑 → 食碎屑者 (底栖生物和浮游动物) → 肉食性鱼类 (大型鲃和其他食鱼性鱼类)。可以看出五里湖生态系统的能量流动在 6 个营养级间发生。生态系统来自碎屑 I ~ II 传递效率最高 (达到 10.0%), 而来自生产者 I ~ II 的传递效率为 6.7%。总体能量传递效率为 5.7%。低于水域生态系统 10% 的平均传递效率^[32]。即可知生态系统中初级生产者对能量转换的贡献效率较小, 从而也影响了系统中能量的流转和分配, 能量更多地回流和积蓄在碎屑中。五里湖生态系统的食物链短, 那么说明了来自食物的能量利用效率就越高^[33]。通过牧食链从碎屑流入生态系统的能量占总能量流动的 56%。

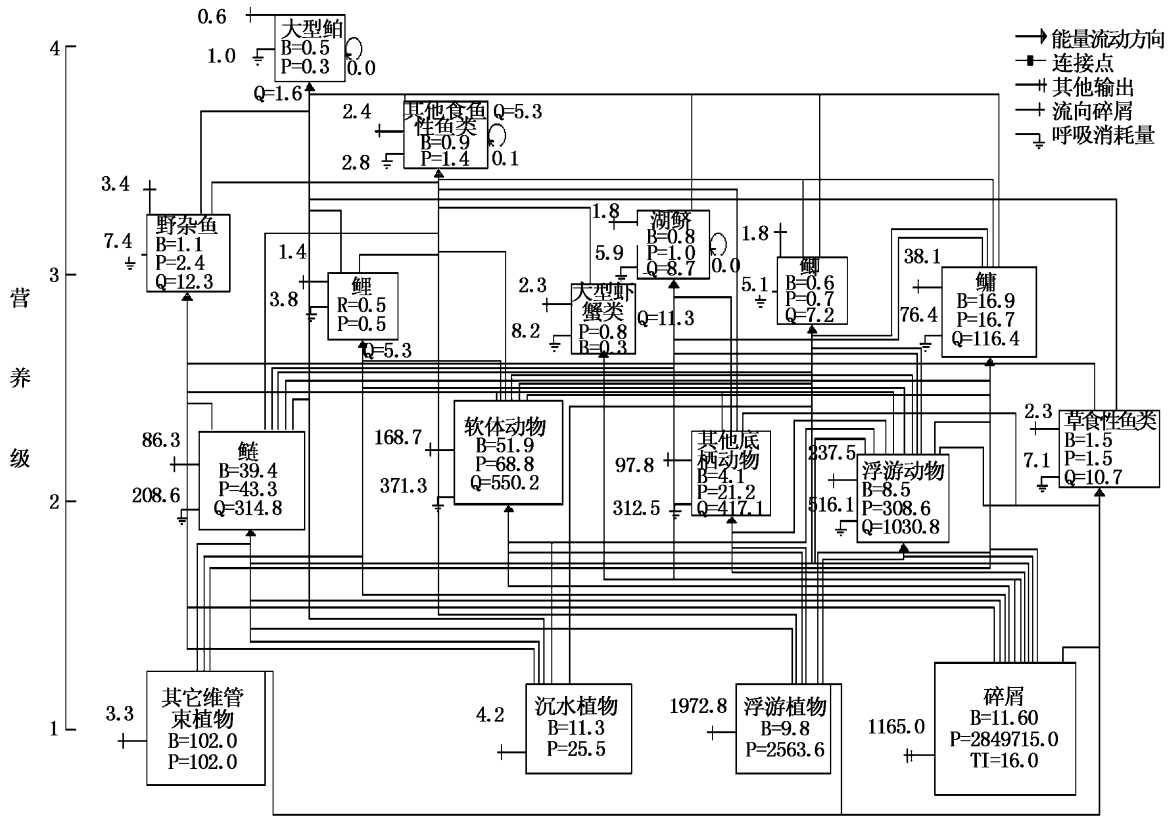


图 2 生态系统的能量流动图

Fig. 2 Flow diagram showing trophic flows in Lake Wuli

表 2 生态系统不同营养级生物的能量传递效率

Tab. 2 Transfer efficiency of discrete trophic levels in the ecosystem

能量来源/营养级	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
生产者	6.7	3.2	4.1	2.8	2.2		
碎屑	10.0	3.1	4.3	3.1	2.2		
总流动	9.1	3.1	4.3	3.1	2.2	2.2	2.0

流量中来自碎屑的比例:0.56
 初级生产者转化效率(从营养级 II 到营养级 IV):4.8%
 碎屑转化效率(从营养级 II 到营养级 IV):4.1%
 总量:5.7%

2.2 各功能组的营养关系

混合营养影响(Mixed trophic impacts, MTI)是分析生态系统内部不同种群相互之间直接和间接作用的有效途径^[34]。通过 Ecopath 模型分析,可以得到五里湖生态系统各功能组的营养关系如图 3 所示。

一般而言,通常同类残食为负面影响,同组之间的竞争随着生物量的增加而加剧;大部分功能组对其被捕食者产生直接的负面影响,对直接的捕食者产生正面影响。被捕食者对其他功能组会产生正面效应,而捕食者则会对其他功能组

产生直接或间接的负面效应^[35]。从图 3 中可以看出,浮游植物、水生植物和有机碎屑对其他大部分功能群有正面影响。水生植物和浮游植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,它们对系统影响比较强烈。增殖放养的滤食性生物中,鳊对生态系统的低营养级功能组产生了正面影响,而对鲢产生了明显的负面影响。而鲢对生态系统的其他多数功能组产生了负面影响。而软体动物对生态系统的高营养级功能组产生正面影响,对低营养级动物产生负面影响。

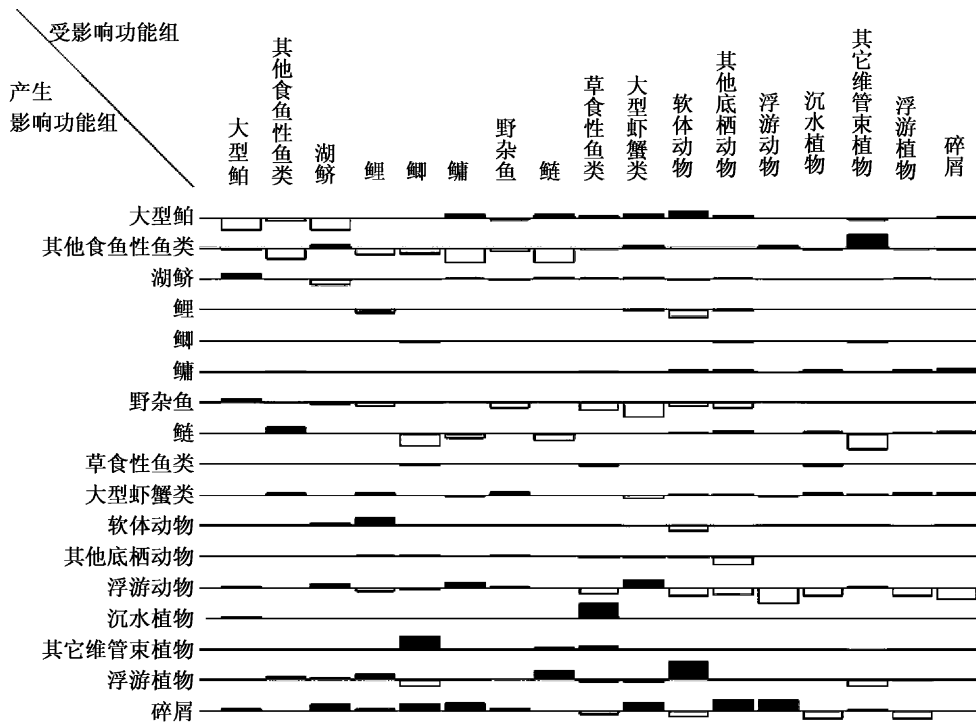


图3 生态系统营养关系图

Fig. 3 Flow chart of trophic interaction in the system

黑色为正面影响,白色为负面影响。

2.3 生态系统的总体特征以及与其他湖泊生态系统的比较

生物修复过程中五里湖生态系统的特征参数如总消耗量、总输出量、总呼吸量、连接指数和杂合度指数等参数见表3。生态系统总消耗量(TQ)是表征系统规模的指标,它是总摄食、总输出、总呼吸以及流入碎屑能量的总和。从表3可以看出,在生物修复过程中五里湖生态系统消耗的总量每年为3 459.152 t/km²,系统初级生产力(TPP)每年为2 691.109 t/km²,约等于系统呼吸量(TR)每年为2 010.505 t/km²,两者之差为系统总产量每年为3 447.926 t/km²,总初级生产量与总呼吸量的比值为1.339。与2004年千岛湖生态系统^[9]和2007年杭州湾人工生态系统^[11]的相关参数相比较,五里湖生态系统的规模小于其他两个生态系统的规模。而Finn's平均能流路径长度(FCL)、连接系数(CI)、系统杂食度(SOI)居于两个生态系统的数值之间。聚合度(A)、Finn's循环指数(FCI)略低于其他两个生态系统的数值。

3 结论

2009年五里湖生态系统包含了3种成分即

生产者(功能组14~功能组16)、消费者(功能组1~功能组13)和分解者(碎屑功能组)。生态通道模型显示该生态系统功能组的生物量和能量分布,基本上成“金字塔”分布,即低营养级的生物量和能量流量大于高营养级的生物量和流量,基本符合能量和生物量金字塔,说明合理的生态系统已基本建立起来。

本研究根据ODUM选取24个指标归纳生态系统结构和功能的变化趋势^[32]。在进行五里湖生态系统描述时,分别从系统能量学、物质循环和稳态等3个角度来评价生物修复后的生态系统。首先总初级生产量/总呼吸量(TPP/TR)是从生态系统能量学角度来判定系统发育程度的重要指标,处于发育中的生态系统的TPP/TR > 1,而五里湖的TPP/TR的参数值(1.339)表明该系统处于发育过程中,还有很大的发育空间,即能量的积累超过了能量的消耗。但是对比其他两个水域生态系统,五里湖生态系统的发育程度呈缓慢状态。其次,从物质循环角度来分析时,常采用的参数指标为连接指数(CI)、系统杂食指数(SOI)、Finn's循环指数(FCI)、Finn's循环平均能流路径长度(FCL)^[36]。连接指数(CI)和系统杂食指数(SOI)是表征系统内部联系复杂程度

的指标,其数值与系统的成熟度和稳定程度成正比,该系统的连接指数和系统杂食指数分别为 0.277 和 0.119,表明各功能组之间的聚合度低,连接松散,该生态系统的稳定程度不高,与杭州湾和千岛湖这两项数值相比较可以看出,五里湖生态系统的成熟度和稳定性介于两湖之间;Finn's 循环平均能流路径长度是每个循环流经过食物链的平均长度。越是成熟的系统,其物质再循环的比例越高,营养流所经过的食物链也越长。五里湖生态系统的 Finn's 循环指数(FCI = 0.155)和 Finn's 平均能流路径长度(FCL = 3.393)表明五里湖生态系统发育正趋于成熟,五里湖的生态

修复效果显著。

对比千岛湖生态系统^[9]可以看出,为减缓湖泊富营养化,向五里湖增殖放养的鲢、鳙和软体动物的生物量超过生态系统其他功能组的生物量,这些生物占据了大部分的水生生态系统空间,对水体生态系统的其他功能组产生明显的下行效应,并且该生态系统的碎屑利用率较高。因此,在下一步的系统完善上,一方面需要继续栽培水生植物,形成水生植物群落,提高初级生产力;另一方面也需要控制滤食性生物的生物量,以提高其他物种占据更多的生态位。

表 3 五里湖生态系统总体统计学参数及与其他生态系统(千岛湖和杭州湾)的比较
Tab. 3 Summary statistics of net flow in the model of ecosystem of Lake Wuli and comparison with other ecosystems(Lake Qiaodao and Hangzhou bay)

特征参数	五里湖	千岛湖 ^[11]	杭州湾 ^[13]	单位
每年的总消耗量(TQ)	3459.152	5337.542	5191.520	t/km ²
每年的总输出量(TEX)	680.604	3083.137	4139.150	t/km ²
每年的总呼吸量(TR)	2010.505	1131.544	2646.650	t/km ²
每年的流向碎屑总量(TDE)	2981.992	5990.300	7345.420	t/km ²
每年的系统总流量(T)	9132.254	15543.000	19323.000	t/km ²
每年的总生产量(TP)	3447.926	4436.000	8294.000	t/km ²
每年的总初级生产计算量(TPP)	2691.109	4214.681	6785.800	t/km ²
总初级生产量/总呼吸量(TPP/TR)	1.339	3.725	2.563	
每年的系统总产量	680.604	-	-	t/km ²
总初级生产量/总生物量(TPP/TB)	10.431	-	-	
总生物量/总输入量(TB/TT)	0.029	-	-	
总生物量(除去碎屑)	257.999	-	-	t/km ²
聚合度(A)	0.267	0.334	0.315	
Finn's 循环指数(FCI)	0.155	0.241	0.250	
Finn's 平均能流路径长度(FCL)	3.393	3.688	2.174	
连接系数(CI)	0.277	0.222	0.310	
系统杂食度(SOI)	0.119	0.087	0.350	

注: - 表示对应文献中没有标出。

本文用 EwE 进行生态系统建模,避免了单种群结构模型和多种群结构模型的弊端。由于本研究是向湖泊中放养滤食性生物以达到净化目的,因此在研究期间没有捕捞鱼类。该研究使用了 17 个功能组来描述生态系统的结构,达到了量化描述生态系统的目的,客观反映了目前生物修复过程中生态系统的状态。但是也存在不够完善的地方,特别是水生动物的胃含物的分析和鉴定存在困难,在国外用放射性同位素标记的方法来进行食物网分析^[39],虽然效果明显,但花费巨大,也容易造成环境污染,因此在湖泊修复过程中不宜采纳。另外,功能组的 P/B 和 Q/B 的参数值均参考邻近水域的研究成果和渔业数据库

网站,未能做到具体的五里湖功能组的参数计算。因此,在湖泊修复过程中,还要进一步确定参数值和胃含物分析,以提高生态通道模型可行性,进一步指导湖泊的生物修复,优化湖泊生态系统结构,更好体现湖泊的功能。

参考文献:

- [1] 李文朝,杨清心. 五里湖营养状况及治理对策探讨[J]. 湖泊科学, 1994, 6(2): 136 - 143.
- [2] 伍献文. 五里湖 1951 年湖泊学调查[J]. 水生生物集刊, 1962, 1(2): 63 - 113.
- [3] 朱树屏,杨光圻. 太湖北部湖水中几种理化性质的周年变化[J]. 海洋与湖沼, 1959, 2(3): 146 - 162.
- [4] 曹晓东,沈勇平,孟顺龙,等. 蠡湖的水生态修复与现状

- [J]. 科学养鱼, 2008(10): 3-4.
- [5] 孟顺龙, 陈家长, 胡庚东, 等. 滤食性动物放流对西五里湖的生态修复作用初探[J]. 中国农学通报, 2009, 25(16): 225-230.
- [6] 仝龄. Ecopath——一种生态系统能量平衡评估模式[J]. 海洋水产研究, 1999, 20(2): 102-107.
- [7] CHRISTENSEN V, WALTERS C. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations [J]. Ecological Modelling, 2004, 3(2/4): 109-139.
- [8] 宋兵, 陈立侨, CHEN Y, 等. Ecopath with Ecosim 在水生生态系统研究中的应用[J]. 海洋科学, 2007, 31(1): 83-86.
- [9] LIU Q G, CHEN Y, LI J L, et al. The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem [J]. Ecological Modelling, 2007, 5(3/4): 279-289.
- [10] DUAN L, LI S, LIU Y, et al. Modeling changes in the coastal ecosystem of the Pearl River Estuary from 1981 to 1998 [J]. Ecological Modelling, 2009, 10(20): 2802-2818.
- [11] 徐姗楠, 陈作志, 何培民. 杭州湾北岸大型围隔海域人工生态系统的能量流动和网络分析[J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2065-2072.
- [12] 仝龄, PAULY D. 渤海生态通道模型初探[J]. 应用生态学报, 2000, 11(3): 435-440.
- [13] 徐姗楠, 陈作志, 郑杏雯, 等. 红树林种植-养殖耦合系统的养殖生态容量[J]. 中国水产科学, 2010, 17(3): 393-403.
- [14] 赵静, 章守宇, 许敏. 枸杞海藻场生态系统能量流动模型初探[J]. 上海海洋大学学报, 2010, 19(1): 98-104.
- [15] 张觉民, 何志辉. 内陆水域渔业自然资源调查手册[M]. 北京: 农业出版社, 1991.
- [16] 林群, 金显仕, 郭学武, 等. 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[J]. 水生生态学杂志, 2009, 2(2): 28-36.
- [17] OPIZE S. A quantitative model of the trophic interactions in a Caribbean coral reef ecosystem [R]. ICLARM Technical Reports, 1993, 26: 390.
- [18] MILESSI A C, DANILO C, LAURA R-G, et al. Trophic mass-balance model of a subtropical coastal lagoon, including a comparison with a stable isotope analysis of the food-web [J]. Ecological Modelling, 2010, 221(24): 2859-2869.
- [19] CARRER S, OPIZE S. Trophic network model of a shallow water area in the northern part of the lagoon of Venice [J]. Ecological Modelling, 1999, 124(2): 193-219.
- [20] JORGENSEN S E, BENDORICCHIO G. Fundamentals of Ecological Modeling [M]. Netherlands: Hardbound Edition, 2008.
- [21] CHRISTENSEN V, WALTERS C, AHRENS R, et al. Database-driven models of the world's Large Marine Ecosystems [J]. Ecological Modelling, 2009, 9(10): 1984-1996.
- [22] CHRISTENSEN V, WALTERS C. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations [J]. Ecological Modelling, 2004, 3(1): 2-4.
- [23] PALOMARES D, PAULY D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity [J]. Freshwater Research, 1998, 49(5): 447-453.
- [24] FRTAHI T, SEYOUM M. Trophic analysis of Lake Awassa (Ethiopia) using mass-balance Ecopath model [J]. Ecological Modelling, 2007, 3(3/4): 398-408.
- [25] LI Y K, CHEN Y, SONG B, et al. Ecosystem structure and functioning of Lake Taihu (China) and the impacts of fishing [J]. Fisheries Research, 2009, 95(2/3): 309-324.
- [26] LIU Q G, CHEN Y, LI J L, et al. The food web structure and ecosystem properties of a filter-feeding carps dominated deep reservoir ecosystem [J]. Ecological Modelling, 2007, 203(3/4): 279-289.
- [27] 龚志军, 李艳玲, 谢平. 武汉东湖铜锈环棱螺的种群动态及次级生产力[J]. 湖泊科学, 2009(3): 401-407.
- [28] 闫云君, 李晓宇. 汉江流域黑竹冲河部分优势大型底栖动物的周年生产量[J]. 水生生物学报, 2007, 31(3): 297-306.
- [29] 闫云君, 梁彦龄. 武汉后湖铜锈环棱螺的周年生产量[J]. 湖泊科学, 2000, 12(1): 68-72.
- [30] 何志辉. 淡水生态学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [31] CHRISTENSEN V, WALTERS C. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations [J]. Ecological Modelling, 2004, 172(2/4): 109-139.
- [32] ODUM E P. Fundamental Ecology [M]. Philadelphia: W B Saunders Co, 1971: 574.
- [33] ODUM E P. Ecology [M]. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1963.
- [34] HANNON B. The structure of ecosystems [J]. Journal of Theoretical Biology, 1973, 41(3): 535-546.
- [35] CHRISTENSEN V, WALTERS J, PAULY D. Ecopath with Ecosim: Auser's Guide [M]. Malaysia: Fisheries center. University of British Columbia, Vancouver and Canada, 2000.
- [36] FINN J T. Measurements of ecosystem structure and function derived from analysis of flow [J]. Theoretical Biology, 1976, 56(2): 363-380.

The preliminary research of energy flow model on Lake Wuli ecosystem

HUANG Xiao-feng¹, BING Xu-wen^{2,3}, CHEN Jia-chang^{2,4}

(1. College of Fisheries, Nanjing Agricultural University, Wuxi 214081, Jiangsu, China; 2. Fresh Water Fisheries Research Center Chinese Academy of Fishery Science, Wuxi 214081, Jiangsu, China; 3. Key Laboratory of Genetic Breeding and Aquaculture Biology of Freshwater Fishes, Wuxi 214081, Jiangsu, China; 4. Key Open Laboratory of Ecological Environment and Resources of Inland Fisheries, Chinese Academy of Fishery Sciences, Wuxi 214081, Jiangsu, China)

Abstract: The study was based on the investigations of fishery resources and environment of Lake Wuli in 2009. Using the Ecopath with Ecosim software beta 6.0, the mass-balance of Lake Wuli ecosystem is constructed to analyze the main biomass flows and trophic flows. The model consists of 17 functional groups, which are Large culters, Other piscivorous, Tapertail anchovy, Common carp, Crucian carp, Bighead carp, Other fishes, Silver carp, Herbivorous fishes, Macrocrustaceans, Molluscs, Other benthos, Zooplanktons, Submerged Macrophytes, Other macrophytes, Phytoplanktons, Detritus. Each group represents organisms with a similar role in the food web, and the functional groups cover the main trophic flow in the ecosystem. Through network analysis, the ecosystem of Lake Wuli reached maturity in 2009. Trophic levels of the compartments vary from 1.00 to 3.9586. The system network is mapped into a linear food chain and six discrete trophic levels are found with a mean transfer efficiency of 4.4% from detritus and 5.1% from the primary producers within the ecosystem. The geometric mean of the trophic transfer efficiencies is 4.9%. In the course of energy flow, the proportion of total flow originating from detritus is 56%. and that from the primary producers is 44%. The parameters of this ecosystem: Total primary production/total respiration (TPP/TR), Connectance Index (FC), Ascendancy (A), Finn's cycling index (FC), Finn's mean path length (FCL) and System Omnivory Index (SOI) are: 1.339, 0.277, 0.267, 0.155, 3.393, 0.119 respectively.

Key words: Ecopath model; biomass; energy flow; Lake Wuli