

文章编号: 1004-8227(2010)06-0659-07

保水渔业对千岛湖生态系统特征影响的分析

刘其根^{1,2}, 王钰博¹, 陈立侨^{2*}, 刘国栋¹

(1. 上海海洋大学农业部水产种质资源与利用重点开放实验室, 上海 201306;

2. 华东师范大学生命科学学院, 上海 200092)

摘要: 通过构建 1999 和 2000 年千岛湖生态系统的 Ecopath 模型, 比较分析了实施保水渔业对千岛湖生态系统主要特征的影响。结果表明: 1) 实施保水渔业后湖泊生态系统中顶级消费者的有效营养级 (ETL) 出现不同程度的下降, 其中鳃的 ETL 从 1999 年的 3.85 降至 2000 年的 3.61, 鲃类的 ETL 从 3.56 降至 3.39; 千岛湖渔获物 1999 年主要来自营养级 III (50.0%), 而 2000 年主要来自营养级 II (48.74%), 导致整个渔业平均营养级由 1999 年的 2.74 下降到 2000 年的 2.61; 2) 2000 年千岛湖生态系统的生产力以及系统规模较之 1999 年均有所下降, 其中系统生产力由 1999 年的 9 878.0 t/(km²·a) 下降到 2000 年的 6 625.0 t/(km²·a), 减少了 33.23%, 系统的总消耗量、总输出和总呼吸等分别下降了 29.65%、35.69% 和 30.60%。系统的总通量从 1999 年的 35 285 t/(km²·a) 减少到 2000 年的 24 271 t/(km²·a); 3) 表征生态系统成熟度的相关指标 (Pp/R 值和 Pp/B 值的下降, FCI 和 Finn 氏平均路径长度的增长) 均表明 2000 年千岛湖生态系统较之 1999 年趋于成熟。

关键词: 千岛湖; Ecopath 模型; 保水渔业; 生态系统功能; 生态系统特征

文献标识码: A

传统的湖泊渔业, 无论是对鱼类资源的捕捞、还是开展鱼类的增养殖, 通常都以追求渔业自身的经济效益为主要目标。因此传统湖泊渔业的这种由渔业自身利益驱动的发展模式由于缺少对生态系统影响的足够和及时考量, 往往会造成对水环境或湖泊生态系统的不利影响, 从而也常常造成湖泊渔业发展与湖泊水环境保护之间的矛盾对立。然而这并非是说湖泊渔业发展与水环境保护的矛盾就不可调和, 相反, 鱼类在湖泊生态系统中的作用正日益受到重视^[1-3]。借助于渔业对湖泊鱼类群落结构的调整, 使其更好地发挥在营养物循环中的作用和食物网营养级联效应 (下行效应), 从而使湖泊水质得到一定的净化, 即将湖泊渔业发展与水环境保护作为一个整体去考虑完全是可能的, 也是必要的。保水渔业正是基于这样的考虑而提出的, 以水环境保护或水生态修复为渔业发展主要导向, 以非经典生物操纵^[2]和生态化学计量学中的消费者驱动营养物再循环理论^[3]为主要依据而设计的, 以鲢 *Hypophthalmichthys molitrix*、鳙 *Aristichthys nobilis* 放

养和凶猛鱼类控制为主要技术手段的一种湖泊 (或大水面) 生态渔业模式。具体地说, 就是针对目前我国湖泊普遍面临营养盐过量输入, 使湖泊上行效应增强, 原有生物群落特别是鱼类的下行控制力严重不足, 不能有效遏制藻类异常增殖, 而导致湖泊生态功能退化和呈现富营养化症状时, 通过人为调控水体的鱼类群落结构, 特别是通过人工大量放养滤食性鱼类 (鲢、鳙)、同时适当控制凶猛鱼类以利于提高人工放养鱼类的成活率和使食有机碎屑的底层性鱼类得到增殖, 加速或改变湖泊内不同营养物再循环格局或速率最终使湖泊水环境得到净化、湖泊生态系统稳定, 以及使湖泊鱼产力得到充分利用的一种兼顾湖泊渔业与水环境保护的渔业生产方式。

我国的大水面渔业 (或湖泊渔业) 发展大致经历了这样 3 个阶段: 对天然鱼类资源的捕捞、在湖泊中开展鱼类资源的增殖利用 (包括繁殖保护、人工放流和移植驯化使湖区鱼类资源得到增殖后再加以利用) 以及在湖泊中开展集约化养殖 (即三网养殖)。在这一发展过程中随着人类对湖泊生态系统干预力

收稿日期: 2010-01-22; 修回日期: 2010-04-02

基金项目: 国家自然科学基金 (30673088) 和上海市重点学科建设项目 (Y1101) 资助。

作者简介: 刘其根 (1965~), 男, 浙江省海盐人, 教授, 博士, 主要研究方向为水域生态学。E-mail: qgliu@shou.edu.cn

* 通讯作者 E-mail: lqchen@bio.ecnu.edu.cn

度的一步增加,渔业发展对湖泊水环境或生态的影响也不断加剧,从而激化了湖泊渔业发展与水环境保护之间的矛盾,致使湖泊渔业的可持续发展受到了前所未有的挑战。于是发展生态型渔业就成为人们的一种共识。然而,什么样的渔业方式才是生态渔业呢?显然,生态渔业本身是一个比较笼统的概念,同时国内目前也缺乏一个比较具体的生态渔业模式,这些都不利于我国湖泊渔业由传统渔业模式向生态型渔业的转轨。为了加快或推动我国湖泊渔业向新型生态型渔业过渡,我们在长期的工作中逐渐摸索出了上述的湖泊生态渔业模式,我们称其为保水渔业,在千岛湖进行了初步的应用并取得了良好的效果^[4]。当然,湖泊的生态渔业发展,也并非只有保水渔业一种,还可以有其它多种模式,这有待更多的渔业工作者去研究和开发。

有关保水渔业的基本构想和技术方法,我们在以往的论文中已做了一些初步介绍^[5,6],同时保水渔业的理论我们还在通过目前及今后的相关研究使其不断发展和完善;保水渔业的实质是水体中鲢、鳙放养和凶猛鱼类控制所产生的对水体生态系统的各种效应。由于以往有关鲢、鳙放养对水体的影响多局限于其对水体中藻类、浮游动物和水质等的下行影响方面,且多以定性描述为主,而缺少了鲢、鳙对水体高营养层及对整个生态系统层面的影响的定量分析或评估。为此我们通过构建 Ecopath 模型就保水渔业对千岛湖食物网结构的影响开展了较为深入的研究^[7]。研究显示,保水渔业不但对水体中的藻类和浮游动物产生下行影响,而且也会通过营养级联和竞争、捕食与被捕食等关系对水体中的高营养层生物——鱼类产生更进一步的影响,如保水渔业使千岛湖中的陈氏短吻银鱼 *Salangichthys tangkahkeii* (以下简称银鱼) 和鲤 *Cyprinus carpio* 种群受到一定的抑制,而使鲃类(主要是蒙古鲃 *Culter mongolicus*)、鲴类和大眼华鲮 (*Sinibrama macrops*) 等得到一定的增殖等^[7];然而,鱼类群落结构的变动也必然会带动整个生态系统物质循环和能量流动格局的改变。因此本研究的目的就是要在我们对保水渔业对千岛湖食物网影响研究的基础上,进一步比较和分析实施保水渔业对千岛湖生态系统主要特征的影响,旨在使保水渔业对湖泊生态系统的影响得到更全面合理的评价,同时也为鲢鳙放养的科学管理和合理应用提供更多的理论依据。

本研究所用到的 Ecopath with Ecosim (EwE)

是一个开发仅 20 余年历史、却在全世界拥有了数千个注册用户的生态系统建模软件^[8],已经被广泛应用到湖泊和海洋等多种水生生态系统的能流、食物网结构以及生态系统演化等研究中^[9-12]。该软件在国内的研究才刚刚开始^[13],正如 Christensen 和 Pauly^[9] 所提到的,能否将生态系统数量平衡模型 (mass-balance model, 即 Ecopath 模型) 应用到水生生态系统的研究中及其应用数量的多少,已经成为过去十年发达国家和发展中国家的又一巨大差距。Ecopath 模型与以往模型的最大不同点在于,这是一个基于生态系统能量和物质平衡基础上的通用性 (机理性) 模型,且建模所需参数较少,因此是研究各种生态系统的有力工具,特别是由于其整合了 Odum^[14] 和 Ulanowicz^[15] 等理论生态学家在生态系统生态学研究方面的成果从而使其具备了强大的分析功能,成为生态系统层面开展生态研究的一个有力武器。而基于 Ecopath 模型,就保水渔业对千岛湖生态系统特征的影响开展研究,不但能使保水渔业的生态效应得到更全面合理的评估,而且也将促进我国的生态学研究更快地进入生态系统生态学研究的新时代。

1 材料与方法

根据 Ecopath 模型构建要求,收集 1999、2000 年千岛湖的主要鱼类产量、生物学参数,主要生物类群 (浮游植物、浮游动物等) 的生物量等原始资料和数据,并根据 Ecopath 模型的构建方法^[6] 构建出 1999 和 2000 年的千岛湖 Ecopath 模型。由于本研究是在保水渔业对千岛湖生态系统食物网结构影响分析基础^[7] 上的进一步研究,因此本研究所建立的 1999 和 2000 年千岛湖 Ecopath 模型就是文献[7] 所构建的 Ecopath 模型,而有关该模型的构建、调试过程等的详细信息可参阅文献[7]。同时考虑到论文结构本身的完整性,也为了读者的方便,在此也对本研究所涉及的千岛湖 Ecopath 模型构建的主要信息如功能组划分、模型构建的基本参数等在此列出,以供读者参考。

本研究依据千岛湖各主要生物类群的组成特点和 Ecopath 模型构建的要求,构建了 17 个功能组,见表 1。

各功能组输入的基本参数见表 2 和表 3,各种参数的详细估算方法及其依据请参阅文献[7]。

表 1 1999 和 2000 年千岛湖生态系统模型的功能组

Tab.1 Food Web Compartments in Lake Qiandaohu of 1999 and 2000

功能组编号 Group No.	功能组名称 Group name	包括的生物种类 Species in group
1	鳃 Elopichthys	鳃 <i>Elopichthys bambusa</i>
2	鲃 Culter	翘嘴鲃 <i>Culter alburnus</i> , 蒙古鲃, 达氏鲃 <i>Culter dabryi dabryi</i>
3	鲢鱼 Pseudolaubuca	鲢鱼 <i>Pseudolaubuca sinensis</i>
4	银鱼 Icefish	陈氏短吻银鱼
5	鳙 Bighead carp	鳙
6	鲢 Silver carp	鲢
7	鲤 Common carp	鲤
8	鲴 Xenocypris	黄尾鲴 <i>Xenocypris davidi</i> , 细鳞鲴 <i>Xenocypris microlepis</i> , 圆吻鲴 <i>Distoechod on tumirostris</i>
9	大眼华鳊 Sinibrama	大眼华鳊
10	其它鱼类 Other fish	草鱼 <i>Ctenopharyngodon idellus</i> , 团头鲂 <i>Megalobrama amblycephala</i> , 鲫 <i>Carassius auratus</i> , 青鱼 <i>Mylopharyngodon piceus</i> 等
11	虾 Shrimp	虾类
12	软体动物 Mollusk	软体动物, 包括螺类、蚌和蚬
13	小型底栖动物 Meiobenthos	小型底栖动物, 包括水蚯蚓和摇蚊幼虫类
14	浮游动物 Zooplankton	浮游动物
15	浮游植物 Phytoplankton	浮游植物
16	底栖藻类 Benthic Producer	各种底栖着生藻类、少量的大型水生植物
17	碎屑 Detritus	有机碎屑

表 2 1999 年千岛湖生态系统模型基本输入和估计参数表

Tab.2 Basic Input and Estimated Parameters for Lake Qiandaohu Ecosystem Model in 1999

组名 Group	生物量 Biomass	捕捞量 Catch	P/B 系数	Q/B 系数	生态营养效率 EE	P/Q 系数	未同化 UN/Q	捕食量 Q	生产量 P	被捕食 Consumed
鳃 Elopichthys	0.515	0.299	0.980	3.62	0.592	0.271	0.200	1.864	0.505	—
鲃 Culter	1.059	0.597	1.054	3.83	0.986	0.275	0.200	4.055	1.116	0.503
鲢鱼 Pseudolaubuca	0.165	0.109	1.170	3.97	0.998	0.295	0.200	0.655	0.193	0.084
银鱼 Icefish	1.543	1.234	2.000	20.66	0.988	0.097	0.200	31.870	3.086	1.814
鳙 Bighead carp	0.873	0.283	1.299	7.53	0.986	0.173	0.300	6.576	1.134	0.836
鲢 Silver carp	1.105	0.454	1.503	10.19	0.987	0.147	0.410	11.260	1.661	1.185
鲤 Common carp	0.531	0.279	1.035	3.55	0.984	0.292	0.200	1.884	0.550	0.261
鲴 Xenocypris	0.615	0.547	1.360	14.70	0.976	0.093	0.410	9.041	0.836	0.27
大眼华鳊 Sinibrama	0.732	0.518	1.360	14.70	0.969	0.093	0.410	10.753	0.996	0.446
其他鱼类 Other fish	0.353	0.279	1.198	12.00	0.982	0.100	0.200	4.238	0.423	0.136
虾 Shrimp	0.504	0.199	1.830	24.40	0.950	0.075	0.700	12.307	0.922	0.678
软体动物 Mollusk	1.426	0.199	2.400	19.20	0.950	0.125	0.400	14.150	3.422	1.482
小型底栖动物 Meiobenthos	0.890	—	4.030	201.5	0.950	0.020	0.940	179.426	3.587	3.409
浮游动物 Zooplankton	45.672	—	15.81	316.2	0.058	0.050	0.650	14 441.49	722.074	41.848
浮游植物 Phytoplankton	45.198	—	200.75	—	0.876	—	—	—	9 073.499	7 952.126
底栖藻类 Benthic Producer	0.819	—	80.00	—	0.500	—	—	—	65.52	32.742
碎屑 Detritus	17.15	—	—	—	0.586	—	—	—	11 416.11	6 691.748

表 3 2000 年千岛湖生态系统模型基本输入和估计参数表

Tab.3 Basic Input and Estimated Parameters for Lake Qiandaohu Ecosystem Model in 2000

组名 Group	生物量 Biomass	捕捞量 Catch	P/B 系数	Q/B 系数	生态营养效率 EE	P/Q 系数	未同化 UN/Q	捕食量 Q	生产量 P	被捕食 Consumed
鳃 Elopichthys	0.284	0.16	0.980	3.62	0.592	0.271	0.200	1.027	0.037 7	—
鲃 Culter	1.556	0.88	1.054	3.83	0.637	0.275	0.200	5.959	2.064	0.166
鲢鱼 Pseudolaubuca	0.281	0.19	1.170	3.97	0.809	0.295	0.200	1.115	0.545	0.080
银鱼 Icefish	0.302	0.24	2.000	20.66	0.932	0.097	0.20	6.233	0.321	0.321
鳙 Bighead carp	2.839	0.24	1.299	7.53	0.765	0.173	0.300	21.378	6.257	2.580
鲢 Silver carp	3.675	0.33	1.503	10.19	0.631	0.147	0.410	37.448	2.285	3.155
鲤 Common carp	0.522	0.27	1.035	3.55	0.712	0.292	0.200	1.855	0.217	1.111
鲴 Xenocypris	0.801	0.71	1.360	14.70	0.856	0.093	0.410	11.778	2.022	0.220
大眼华鳊 Sinibrama	1.395	0.99	1.360	14.70	0.923	0.093	0.410	20.512	3.974	0.764
其他鱼类 Other fish	0.501	0.39	1.198	12.00	0.870	0.100	0.200	6.006	0.416	0.126
虾 Shrimp	0.147	0.22	1.830	24.40	0.950	0.075	0.700	3.594	1.596	0.037
软体动物 Mollusk	1.823	0.22	2.400	19.20	0.950	0.125	0.400	18.080	1.548	1.929
小型底栖动物 Meiobenthos	1.438	—	4.030	201.5	0.950	0.020	0.940	289.769	38.289	5.506
浮游动物 Zooplankton	31.43	—	15.81	316.2	0.061	0.050	0.650	9 938.166	162.859	30.068
浮游植物 Phytoplankton	29.947	—	200.75	—	0.915	—	—	—	4 103.33	5 502.875
底栖藻类 Benthic Producer	1.125	—	80.00	—	0.500	—	—	—	306.16	44.995
碎屑 Detritus	11.84	—	—	—	0.611	—	—	—	6 582.905	4 769.992

2 结果

2.1 系统食物链和营养级

1999 和 2000 年千岛湖主要经济鱼类的有效营养级(ETL)如图 1 所示。从图 1 可见,1999 和 2000 年顶级消费者(鳡和鲈类)的营养级都出现了下降,其中鳡的 ETL 从 1999 年的 3.85 降至 2000 年的 3.61,鲈类的 ETL 则从 3.56 降至 3.39。整个渔业的平均营养级从 2.74 降为 2.61。

表 4 是 Ecopath 模型分析所得的捕捞生物量(渔获量)在各营养级的分配情况,从表 4 可见,1999 年千岛湖渔获物主要来自营养级 III(50.0%),而 2000 年则主要来自营养级 II(48.74%)。

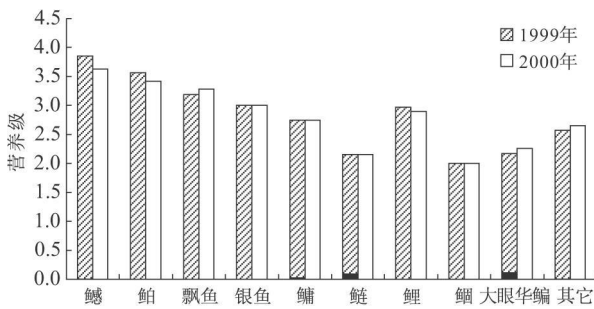


图 1 1999 和 2000 年千岛湖主要经济鱼类的营养级

Fig. 1 Variation of Trophic Levels of the Major Economic Fish Between 1999 and 2000 in Lake Qiandaohu

表 4 1999 和 2000 年千岛湖生态系统的各整合营养级上的捕捞生物量分布

Tab. 4 Catch by Trophic Levels of Lake Qiandaohu in 1999 and 2000

营养级 TL	1999 年		2000 年	
	捕捞 catch t/(km ² ·a)	%	捕捞 catch t/(km ² ·a)	%
V	0.043	0.86	0.013	0.27
IV	0.520	10.41	0.462	9.53
III	2.498	50.0	2.009	41.46
II	1.935	38.73	2.362	48.74
I	0	0	0	0

2.2 系统的生产力和系统规模(物质循环的总流通量)

1999、2000 年千岛湖生态系统的总体特征概括如表 5。从表 5 可见,1999 和 2000 年的千岛湖生态系统的生产力和系统规模均有较大差异。从系统生产力来看,1999 年千岛湖的总生产力为 9 878.0 t/(km²·a),而 2000 年只有 6 625.0 t/(km²·a),减少了 32.93%;1999 年系统总初生产力为 9 138.98

t/(km²·a),而 2000 年则减少为 6 101.772 t/(km²·a),减少了 33.23%。随着生产力的降低,系统的总消耗量、总输出和总呼吸等也都出现了下降,总消耗量下降了 29.65%,总输出下降了 35.69%,总呼吸下降了 30.60%。因此系统的总通量(throughput)从 1999 年的 35 285 t/(km²·a)减少到 2000 年的 24 271 t/(km²·a)。

表 5 1999 和 2000 年千岛湖生态系统的总体特征

Tab. 5 Ecosystem Properties of Lake Qiandaohu in 1999 and 2000

参数 Parameter	数值 Value (1999)	数值 Value (2000)	单位 Units
总消耗量 Sum of all consumption	14 729.56	10 362.92	t/(km ² ·a)
总输出 Sum of all exports	4 729.358	3 041.657	t/(km ² ·a)
呼吸的总流量(R) Sum of all respiratory flows	4 409.623	3 060.115	t/(km ² ·a)
流入碎屑的总流量 Sum of all flows into detritus	11 416.11	7 806.801	t/(km ² ·a)
系统总流通量 Total system throughput	35 285.0	24 271.0	t/(km ² ·a)
总生产量 Sum of all production	9 878.0	6 625.0	t/(km ² ·a)
渔获物平均营养级 Mean trophic level of the catch	2.74	2.61	
净效率(捕捞量/净初生产量) Gross efficiency (catch/net P. P.)	0.000 547	0.000 794	
计算的总净初生产量(P _p) Calculated total net P. P.	9 138.98	6 101.772	t/(km ² ·a)
总初生产量/总呼吸(P _p /R) Total P. P. / total respiration	2.073	1.994	
总初生产量/总生物量(P _B) Total P. P. / total biomass	89.598	78.163	
总生物量/总流通量 Total Biomass/total throughput	0.003	0.003	
总生物量(除去碎屑) Total biomass (excluding detritus)	102	78.065	t/km ²
总捕捞量 Total catch	4.997	4.847	t/(km ² ·a)
联结指数 Connectance Index	0.227	0.23	
系统杂食指数 System Omnivory Index	0.064	0.062	

2.3 生态系统的成熟度

生态系统的很多特征可用于表征生态系统的成熟度, P_p/R 和 P_p/B 就是两个反映生态系统成熟度的重要指标^[14, 15]。从表 5 可见, 1999 和 2000 年千岛湖的 P_p/R 均大于 1, 表明千岛湖生态系统在这两年均未达到成熟期, 但 2000 年的 P_p/R 值(1.994) < 1999 年的 P_p/R 值(2.073); 千岛湖 1999 年 $P_p/B = 89.598$, 而 2000 年 $P_p/B = 78.163$ 。且 1999 年的净初生产量 $P_p(9138.98 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a}))$ 也高于 2000 年($6101.772 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$)。这些结果均表明, 千岛湖 2000 年的成熟度高于 1999 年。

此外, Finn 氏循环指数(Finn's cycling index, FCI)和 Finn 氏平均路径长度也是评价生态系统成熟度的重要指标, 由表 6 可见, 2000 年的 FCI 和平均路径长度均比 1999 年有所增长, 再次证明了千岛湖实施保水渔业后的 2000 年成熟度高于 1999 年未实施保水渔业时。

表 6 1999 和 2000 年千岛湖生态系统的网络分析指数

Tab. 6 Network Analysis Indices of the Lake Qiandaohu Ecosystem

参数 Parameter	1999 年	2000 年
Finn 氏循环指数 FCI (% of total system throughput)	29.85	31.01
Finn 氏平均路径长度	3.861	3.978

3 讨论

本研究表明, 实施保水渔业导致了顶级消费者有效营养级(ETL)和平均渔业营养级的下降, 其中, 顶级消费者有效营养级的下降, 意味着顶级消费者取食低营养级的比例增加, 而渔业平均营养级的下降意味着渔获物中低营养级所占的比例增加了。导致这些营养级下降的原因主要包括: 由于实施保水渔业, 大量放养的鲢、鳙直接增加了第 II 营养级的数量和在整个食物网中的比例, 同时也增加了其在顶级消费者(鳃和鲇类)食物中的比例而导致其有效营养级的下降, 以及这两者的共同作用。此外, 还包括实施保水渔业时需要凶猛鱼类(鳃)的控制而导致的鳃数量的下降及其间接影响, 即间接促进了同样处于第 II 营养级的食底栖动物和食碎屑鱼类的增长(如鲶类和大眼华鳊等)。由于实施保水渔业, 鳃和鲇类营养级的下降以及鲢鳙等低营养级鱼类在渔获物中比例的增加, 也使整个渔业(捕捞)的平均营养级下降(从 1999 年的 2.74 降为 2000 年的

2.61)。千岛湖的这种渔业营养级的下降, 虽然是实施保水渔业(即人工放养鲢鳙和人为控制顶级消费者)的结果, 但可能会与海洋中由于高营养级鱼类遭到过度捕捞而出现的营养级下降一样^[17], 会导致长期渔产力的下降。根据 Pauly 等^[17]的研究, 由于世界范围内的过度捕捞, 已导致全球捕捞营养级自 1950 年的 3.3 降至 1994 年 3.1, 随着营养级的不断下降, 全球捕捞产量也出现了先升后降、资源出现过度开发和渔业面临不可持续的情况。虽然千岛湖的捕捞营养级的下降直接源自低营养级鱼类生物量的增加(人工放养鲢鳙), 并非过度捕捞所致, 但通过对水体生产力的分析比较(表 5)可见, 随着鲢鳙放养, 千岛湖生态系统的总生产力和初级生产力也均出现了较大的下降。虽然系统初级生产力的下降可能不会在短时期内直接反映到渔产量上, 因为短期内千岛湖的渔产量会随着鲢鳙放养量的增加而增加, 然而, 因为系统的初级生产力和总生产力均已随着鲢鳙的大量放养而下降了, 因此, 从更长远的角度来看, 千岛湖的渔产潜力也可能会和过度捕捞导致的对低营养级鱼类的利用那样而下降。事实是否如此, 还需进一步的跟踪观察。

系统的总流量通常表示通过系统的物流流量大小, 其大小反映了系统的规模^[14, 15]。上述结果表明, 大量放养鲢鳙后, 千岛湖的总流量减少了 31.21% ($11014 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$), 即表明大量放养鲢鳙使千岛湖生态系统的总体规模变小了。千岛湖生态系统的总流量减少, 但却使系统的发育趋于成熟和稳定。另外, 虽然 2000 年千岛湖的总捕捞量相比 1999 年并未减少, 但随着千岛湖生态系统总体规模的减小, 是否也预示着, 千岛湖的渔产力会在未来几年内因生态系统规模的减小而降低呢?

通常系统的净初生产量 P_p 在生态系统发育早期较高, 而系统的呼吸 R 消耗则很小, 因此通常 $P_p/R > 1$, 随着生态系统的发育并趋于成熟, 其生物量不断积累, 呼吸消耗逐步增大, 则有 P_p/R 接近 1。 P_p/B 也能反映系统的发育状态, P_p/B 值通常随着生态系统的发育而降低。从生态系统的这些能量学特征来看, 大量放养鲢鳙后的千岛湖生态系统发育程度更趋于成熟。此外, Finn 氏循环指数 FCI 和 Finn 氏平均路径长度等指标也可表征系统的成熟度^[18, 19]。从表 4 可见, 2000 年的 FCI 和平均路径长度比 1999 年大了约 20%, 这从另一方面表明了放养鲢鳙后千岛湖生态系统的成熟度有所增加。Odum 的研究^[14]发现, 随着生态系统的发育, 食物

网结构将变得更加封闭,因此,参与物质循环的营养物比例增加。而 Finn 更是对此进行了定量的描述,通过 FCI 来表述系统中参与循环的营养物流量比例,用 Finn 氏平均路径长度表示营养物流经的食物链路径长度,成熟生态系统参与循环的比例增加,平均路径长度增加^[18,19]。根据比较鲢鳙放养前后千岛湖生态系统的 FCI 和 Finn 氏平均路径长度可见,随着千岛湖鲢鳙生物量的增加,千岛湖中参与循环的营养物质通量比例和 Finn 氏平均路径长度均有所增加。根据 Vasconcellos 等的研究^[20],生态系统的稳定性随着 FCI 和 Finn 氏平均路径长度的增加而增加。而从千岛湖这 2 a 的实际情况来看,1999 年千岛湖出现了蓝藻水华,而 2000 年不但没有水华,而且各项水质指标均出现了明显的好转^[4]。因此本研究的结果表明,保水渔业的实施增加了生态系统的成熟度和稳定性。

而无论从生态系统的 P_p/R 和 P_p/B 值,还是从 FCI 等指标均表明,千岛湖 2000 年比 1999 年更趋于成熟和稳定。这表明,2000 年千岛湖保水渔业的实施,不但使千岛湖的水华得到了预防,同时也使千岛湖生态系统更稳定更趋于成熟。

参考文献:

- [1] SHAPIRO J, LAMARRA V, LYNCH M. Biomaniipulation: an ecosystem approach to lake restoration[C]//BREZONIK P L, FOX J L (eds.). Proceeding of a Symposium on Water Quality Management through Biological control. Gainesville: University of Florida, 1975: 85~ 89.
- [2] 谢 平. 鲢鳙与藻类水华控制[M]. 北京: 科学出版社, 2003: 1~ 134.
- [3] ELSER J J, URABE J. The stoichiometry of consumer-driven nutrient recycling: theory, observations, and consequences [J]. *Ecology*, 1999, 80(3): 735~ 751.
- [4] LIU Q G, CHEN M K, TONG H Y, et al. Study on the possible cause of water blooming and the bloom-prevention technology in Lake Qiandaohu [J]. *Agricultural Sciences in China*, 2004, 3(8): 627~ 633.
- [5] 刘其根, 陈马康, 何光喜, 等. 保水渔业, 大水面渔业发展的时代选择[J]. *中国水产*, 2003, 11: 20~ 22.
- [6] 刘其根, 何光喜, 陈马康. 保水渔业理论构想与应用实例[J]. *中国水产*, 2009, (5): 20~ 22.
- [7] 刘其根, 王钰博, 陈立侨, 等. 基于 Ecopath 模型的保水渔业对千岛湖食物网相互作用影响的分析[J]. *生态学报*, 2010, 30(10): 2774~ 2783.
- [8] CHRISTENSEN V, PAULY D. Placing fisheries in their ecosystem context, an introduction [J]. *Ecological Modelling*, 2004, 172: 103~ 107.
- [9] HALFON E, SCHITO N, ULANOWICZ R E. Energy flow through the lake Ontario food web conceptual model and an attempt at mass balance [J]. *Ecological Modelling*, 1996, 86: 1~ 36.
- [10] CARRER S, OPITZ S. Trophic network model of a shallow water area in the northern part of the lagoon of Venice [J]. *Ecological Modelling*, 1999, 124: 193~ 219.
- [11] MOREAU J, MAVUTI K, DAUFRESNE T. A synoptic ecopath model of biomass flows during two different ecological situations in Lake Nakuru (Kenya) [J]. *Hydrobiologia*, 2001, 458: 63~ 74.
- [12] HEYMANS J J, SHANNON L J, JARRE A. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s and 1990s [J]. *Ecological Modelling*, 2004, 172: 175~ 195.
- [13] 全 龄, 唐启升, PAULY D. 渤海生态通道模型初探 [J]. *应用生态学报*, 2000, 11(3): 435~ 440.
- [14] ODUM E P. The strategy of ecosystem development [J]. *Science*, 1969, 104: 262~ 270.
- [15] ULANOWICZ R E. Growth and development: ecosystem phenomenology [M]. New York: Springer Verlag, 1986: 203.
- [16] CHRISTENSEN V, WALTERS C J, PAULY D. Ecopath with Ecosim: a User's Guide [M]. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia, 2000: 130.
- [17] PAULY D, CHRISTENSEN V, DALSGAARD J, et al. Fishing Down Marine Food Webs [J]. *Science*, 1998, 279(6): 860~ 863.
- [18] FINN J T. Measurements of ecosystem structure and function derived from analysis of flows [J]. *Journal of Theoretical Biology*, 1976, 56: 363~ 380.
- [19] FINN J T. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem [J]. *Ecology*, 1980, 6: 562~ 571.
- [20] 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: 125~ 134.

ANALYSIS ON THE EFFECTS OF AQUATIC ENVIRONMENT PROTECTION ORIENTED (AEPO) FISHERY ON THE CHARACTERISTICS OF LAKE QIANDAOHU ECOSYSTEM

LIU Qi-gen^{1, 2}, WANG Yi-bo¹, CHEN Li-qiao², LIU Guo-dong¹

(1. Key Laboratory of Aquatic Genetic Resources and Utilization, Ministry of Agriculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 2. School of Life Science, East China Normal University, Shanghai 200092, China)

Abstract: In this study we constructed two Ecopath models representing the Lake Qiandaohu ecosystem of the year of 1999 and 2000, respectively, for the quantitative comparison and analysis of the effects of Aquatic Environmental Protection Oriented(AEPO) Fishery which was begun to be carried out in 2000, on the characteristics of the lake ecosystem. AEPO fishery was considered to be a type of ecological fishery mode that was designed based on the principles of non-classical biomanipulation and the consumer-driven nutrient recycling theory of ecological stoichiometry. The main technology of it was the stocking of silver and big-head carps and the control of predatory fish, which could not only promote the survival of the stocking fish, but also increase the benthic detritivorous fish. The results showed the implementation of AEPO fishery reduced the ETL of top predators, such as the ETLs of *Elopiichthys* and *Erythroculter* decreased from 3.85 and 3.56 in 1999 to 3.61 and 3.39 in 2000, respectively. The trophic levels of catch in the lake had also changed, i. e., the catch had changed from Trophic Level III (50.0%) in 1999 to Trophic Level II (48.74%) in 2000, which further led to the drop of average ETL of the whole fishery from 2.74 in 1999 to 2.61 in 2000. Both ecosystem productivity and ecosystem size of Lake Qiandaohu in 2000 were lower than those in 1999, i. e., the ecosystem productivity of the lake decreased from 9 878.0 t/(km²·a) in 1999 to 6 625.0 t/(km²·a) in 2000 with 33.23% decline, while sum of all consumption, sum of all exports and sum of all respiratory flows were decreased by 29.65%, 35.69% and 30.60%, respectively. Moreover, total system throughput reduced from 35 285 t/(km²·a) in 1999 to 24 271 t/(km²·a) in 2000. Indices which indicate the maturity of an ecosystem(e. g. decline of P_p/R and P_p/B, increase of FCI and Finn's average path length) all showed that the aquatic ecosystem of Lake Qiandaohu was more developed in 2000 than in 1999.

Key words: Lake Qiandaohu; Ecopath Model; Aquatic Environment Protection Oriented (AEPO) fishery; function; development