

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2011.00867

## 基于营养通道模型的淀山湖生态系统结构与能量流动特征

冯德祥<sup>1</sup>, 陈亮<sup>1</sup>, 李云凯<sup>2</sup>, 禹娜<sup>1</sup>, 陈立侨<sup>1</sup>

1. 华东师范大学 生命科学学院, 上海 200062;
2. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306

**摘要:** 根据 2008–2009 年间对淀山湖湖区水生生物资源调查的结果, 运用 Ecopath with Ecosim 6.1 软件构建了淀山湖生态系统的营养通道模型, 初步分析了淀山湖水域生态系统的结构和能量流动特征。模型中涉及水鸟、鱼类、虾类、软体动物、底栖动物、浮游动物、浮游植物、碎屑等 21 个功能组分, 基本涵盖了淀山湖生态系统的主要能量流动过程, 分析结果表明, 淀山湖生态系统总流量为  $4\,098.50\text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。从混合营养效应分析来看, 渔业捕捞会对该生态系统的鱼类功能组产生负效应。生态网络分析显示, 淀山湖生态系统各功能组的营养级范围为 1~3.92, 水鸟占据了营养层的最高层。系统的能量流动主要有 5 级, 各营养级之间平均能量转换效率为 11.7%。淀山湖生态系统的整体再循环率较低, 能量利用效率有待改善和提高。生态系统参数: 系统初级生产力/总呼吸量(TPP/TR)、连接指数 CI 和能量循环指数 FCI 分别为 2.80、0.19 和 0.0189, 表明淀山湖生态系统目前仍然处于幼态化生态系统状态。

**关键词:** 淀山湖; 营养通道模型; 幼态化生态系统; 食物网

中图分类号: Q89

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2011)04-0867-10

湖泊是由湖盆、湖水及水中所含的矿物质、有机质、生物等所组成的复杂生态系统, 近 30 年来, 中国湖泊富营养化进程发展迅速, 并呈现出日趋严重的态势。目前大部分湖泊呈现中营养或以上水平状态, 部分湖泊甚至达到超富氧化的程度<sup>[1]</sup>。这些严重富营养化的湖泊水质恶化, 湖内生物群落紊乱, 藻类阶段性大量繁殖而形成“水华”<sup>[2]</sup>。水华的形成直接降低了湖泊生态系统的服务功能, 因此, 对湖泊富营养化进行系统全面的研究就显得尤为重要。以往的单种群模型不能很好地反映种群变动对生态系统其他部分的影响, 也无法全面考虑生态系统内其他因素对该种群的影响, 所以难以应用到基于生态系统的多目标管理中来<sup>[3]</sup>。近年来, 越来越多的研究尝试将种群的

动态变化与其所处的生态系统物流网络变化结合起来。目前 Ecopath with Ecosim (EwE) 软件对水生生态系统的分析、建模应用广泛, 其结果对于了解生态系统的结构、功能、食物产出过程和数量及质量具有重要的意义<sup>[4]</sup>。该软件在中国海洋生态系统中运用较广泛<sup>[5-10]</sup>, 本实验室于 2000 年将其引入中国湖泊生态系统的研究, 先后对太湖和千岛湖生态系统的结构和功能特征进行了分析<sup>[11-15]</sup>。

淀山湖是上海最大的淡水湖泊, 为黄浦江上游的重要水源保护区, 它兼具休闲旅游、水产养殖、交通运输、农田灌溉和排洪调蓄等诸多功能。自 20 世纪 80 年代以来, 随着周边工农业生产的快速发展和人口的大量增加, 直接或间接进入湖水中的污染物负荷激增, 淀山湖生态系统的自净

收稿日期: 2010-12-02; 修订日期: 2011-02-14.

基金项目: 上海市科委重大项目专项(08DZ1203101; 08DZ1203102); 上海市科委社会发展领域重大项目(09DZ120010A); 浙江省重大科技专项农业项目(2008C12009); 温州市海洋与渔业局科研基金.

作者简介: 冯德祥(1983-), 男, 在读硕士研究生, 主要研究方向为水生生物学和生态系统模型学.

通信作者: 陈立侨, 教授, 博士生导师, 主要研究方向为水生动物营养学. E-mail: lqchen@bio.ecnu.edu.cn

功能和平衡遭受严重破坏,湖泊局部区域出现蓝藻水华,水体环境质量明显下降<sup>[16-17]</sup>。淀山湖的水质污染不仅直接影响湖体的景观效果,同时也严重威胁到了上海地区的取水安全。本研究根据 2008–2009 年间对淀山湖湖区水生生物资源的调查结果,初步构建了淀山湖生态系统结构和能量流动的营养通道模型,以期为淀山湖的环境治理及保护政策的制定提供基础资料。

## 1 材料与方

### 1.1 研究区域

淀山湖位于上海和江苏的交界处(30°04'N–30°12'N、120°54'E–121°01'E)处于太湖以东、上海西郊,湖泊面积约 62 km<sup>2</sup>。湖泊主要接受太湖流域上游来水,出水经黄浦江流入长江口至东海,平均水深约 2 m,平均换水周期 20 d 左右。

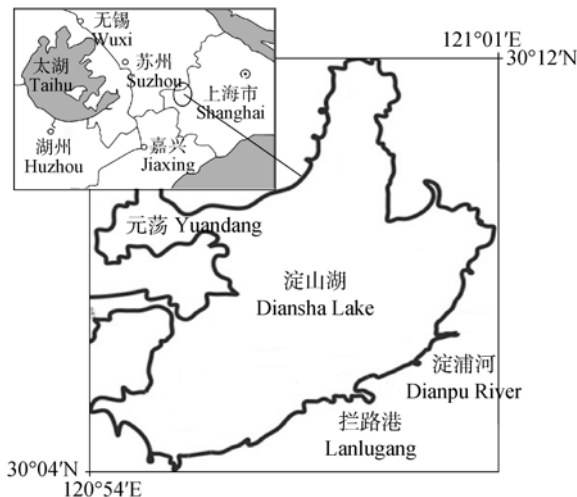


图 1 淀山湖区位图

Fig. 1 Map of the Dianshan Lake ecosystem

### 1.2 Ecopath 模型的构建原理

Ecopath 模型定义生态系统由一系列生态关联的功能成分组成,这些功能成分称为功能组,全部功能组能够基本覆盖生态系统中能量流动的过程<sup>[18]</sup>。模型可以由下面的公式来描述

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M_{2i} + E_i + BA_i + P_i(1 - EE_i) \quad (1)$$

式中,  $P_i$  为功能组  $i$  的生产量,  $Y_i$  为功能组  $i$  的总捕捞量,  $B_i$  为功能组  $i$  的生物量,  $M_{2i}$  是功能组  $i$  的捕食死亡率,  $E_i$  是功能组  $i$  的净迁移,  $BA_i$  是功能组  $i$  的生物积累量,  $EE_i$  为功能组  $i$  的生态营养转换效率。

该式也可以表示为:

$$B_i \left( \frac{P}{B} \right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \left( \frac{Q}{B} \right)_j DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad (2)$$

式中,  $(P/B)_i$  为功能组  $i$  生产量与生物量的比值,  $(Q/B)_i$  为功能组  $i$  消费量与生物量的比值,  $DC_{ji}$  为被捕食者  $j$  占捕食者  $i$  的总捕食量比例。

模型需要输入的基本参数有  $B_i$ 、 $(P/B)_i$ 、 $(Q/B)_i$ 、 $EE_i$ 、 $DC_{ij}$  和  $EX_i$ , 其中前 4 个参数可出现任意一个未知数,它能由模型通过其他参数计算出来,后 2 个参数,即食物组成矩阵参数  $DC_{ij}$  和产出参数  $EX_i$  为必须输入参数<sup>[10,18]</sup>。

### 1.3 淀山湖生态系统功能组的建立与参数来源

根据实际调查中淀山湖生态系统的现有生物群落结构特征和 Ecopath 模型的运算规律,按照不同生物种群在生态系统中的生态位、食性、生活方式等将淀山湖生态系统模型分为 21 个功能组<sup>[18]</sup>,基本覆盖淀山湖生态系统的能量流动全过程(表 1)。

模型中生态系统的能量流动以生物湿重  $t \cdot km^{-2}$  为单位。数据主要取自本课题组 2008–2009 年调查报告, fishbase 数据库<sup>[19]</sup>以及本实验室的历史调查数据。单物种组成的功能组的  $P/B$  和  $Q/B$  值,系由 Pauly 和 Palomares<sup>[20-21]</sup>的经典公式求得。对于包含不同种类的功能组分的  $P/B$  值和  $Q/B$  值,本实验以地理位置相邻且生态系统特征相似的太湖和千岛湖模型参数作为参考<sup>[11-13]</sup>,并结合渔业数据库网站和淡水湖泊均值来确定<sup>[19,22]</sup>。有机碎屑的数量根据常秀岭的研究估算<sup>[23]</sup>,食物组成矩阵根据调查的鱼类胃含物分析得到,并参照刘恩生<sup>[24]</sup>对太湖鱼类食性的研究。

表 1 淀山湖生态系统生物模型的功能组  
Tab.1 Functional groups of Dianshan Lake ecosystem model

编号 no.	功能组	functional group	物种组成 species composition
1	水鸟	birds	夜鹭 <i>Nycticorax nycticorax</i> 白鹭 <i>Egretta garzetta</i> 牛背鹭 <i>Bubulcus ibis</i>
2	红白鱼	<i>Erythroculter</i>	翘嘴红鲌 <i>Erythroculter ilishaeformis</i> 蒙古红鲌 <i>Erythroculter mongolicus</i> 青梢红鲌 <i>Erythroculter dabryi</i> 红鳍鲌 <i>Cultrichthys erythropterus</i>
3	其他肉食性鱼类	other piscivores	鳗鲡 <i>Anguilla japonica</i> 花鲢等 <i>Hemibarbus maculatus</i> , et al
4	刀鲚	<i>Coilia nasus</i>	刀鲚 <i>Coilia nasus</i>
5	光泽黄颡鱼	<i>Pelteobaggrus nitidus</i>	光泽黄颡鱼 <i>Pelteobaggrus nitidus</i>
6	鲤	<i>Cyprinus carpio</i>	鲤 <i>Cyprinus carpio</i>
7	鲫	<i>Carassius auratus</i>	鲫 <i>Carassius auratus</i>
8	鳙	<i>Aristichthys nobilis</i>	鳙 <i>Aristichthys nobilis</i>
9	其他鱼类	other fishes	子陵吻虾虎鱼 <i>Rhinogobius giurinus</i> 麦穗鱼 <i>Pseudorasbora parva</i> 棒花鱼 <i>Abbottina rivularis</i> 中华鲮 <i>Rhodeus sinensis</i> Gunther 间下鲮等 <i>Hyporhamphus intermedius</i> , et al
10	白鲢	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	白鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>
11	草食性鱼类	herbivorous fishes	拟鳊 <i>Acanthobrama simoni</i> Bleeker 团头鲂 <i>Megalobramaam blycephala</i> 草鱼 <i>Ctenopoma ruyongdonidellus</i>
12	虾	shrimps	秀丽白虾 <i>Palaemon modestus</i> 细足米虾 <i>Caridina nilotica</i> 锯齿米虾 <i>Caridina denticaleta</i> 钩虾等 <i>Hyalomma azteca</i> , et al
13	软体动物	Molluscs	铜锈环棱螺 <i>Bellamyia aeruginosa</i> 河蚬 <i>Corbicula fluminea</i> 梨形环棱螺等 <i>Bellamyia purificata</i> , et al
14	其他底栖动物	other benthos	寡鳃齿吻沙蚕 <i>Nephtys oligobranchia</i> Southern 霍普水丝蚓 <i>Limnodrilus hofmeisteri</i> 摇蚊幼虫等 <i>Chironomidae</i> , et al
15	小型浮游动物	Microzooplanktons	原生动物 <i>Protozoa</i> 轮虫 <i>Rotifera</i>
16	枝角类	Cladocera	长额象鼻溞 <i>Bosmina longirostris</i> 微型裸腹溞等 <i>Moina micrura</i> , et al
17	桡足类	Copepoda	广布中剑水蚤 <i>Mesocyclops leuckarti</i> 中华哲水蚤等 <i>Calanus sinicus</i> , et al
18	沉水植物	submerged macrophytes	马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i> 穗状狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i> 菹草等 <i>Potamogeton crispus</i> , et al

续表 1 Tab.1 continued

编号 no.	功能组	functional group	物种组成 species composition
19	其他维管束植物	other macrophytes	菰 <i>Zizania caduciflora</i> 芦苇 <i>Phragmites australis</i> 菱 <i>Trapa bispinosa</i> 凤眼莲等 <i>Eichhornia crassipes</i> , et al
20	浮游植物	phytoplanktons	蓝藻 <i>Cyanophyta</i> 硅藻 <i>Bacillariophyta</i> 隐藻 <i>Cryptophyta</i> 绿藻 <i>Chlorophyta</i> 裸藻 <i>Euglenophyta</i> 金藻 <i>Chrysophyta</i> 甲藻 <i>Pyrrophyta</i>
21	碎屑	detritus	碎屑 <i>Detritus</i>

## 2 结果与分析

### 2.1 淀山湖生态系统 Ecopath 模型分析

模型基本数据输入后, 通过调试  $P/B$ 、 $Q/B$  和食物组成等参数, 满足  $0 < EE < 1$ , 然后将模型输出

结果与同流域、条件相似的太湖、千岛湖生态系统<sup>[11-13,15]</sup>的 Ecopath 模型结果进行比较, 使模型满足平衡条件<sup>[18]</sup>。平衡后淀山湖生态系统模型的输入和输出结果见表 2。从表 2 中可以看出淀山湖生态系统的营养级范围为 1 ~ 3.92。

表 2 淀山湖 Ecopath 模型功能组参数  
Tab. 2 Input and output parameters of the Dianshan Lake model

功能组名称 functional group	生物量/(t·km <sup>-2</sup> ) biomass	$P/B$ (a <sup>-1</sup> )	$Q/B$ (a <sup>-1</sup> )	EE	$P/Q$	营养级 trophic level
水鸟 birds	0.024	1.00	99.00	<b>0</b>	<b>0.010</b>	3.92
红白鱼 erythroculter	0.143	1.10	4.59	<b>0.915</b>	<b>0.240</b>	3.89
其他肉食性鱼类 other piscivores	0.560	1.67	6.10	<b>0.905</b>	<b>0.273</b>	3.69
刀鲚 <i>Coilia nasus</i>	0.285	2.17	7.83	<b>0.809</b>	<b>0.278</b>	3.02
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	0.066	2.53	9.80	<b>0.907</b>	<b>0.258</b>	3.00
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	0.614	1.89	8.44	<b>0.906</b>	<b>0.224</b>	2.40
鲫 <i>Carassius auratus</i>	0.402	2.05	14.22	<b>0.912</b>	<b>0.144</b>	2.48
鳙 <i>Aristichthys nobilis</i>	0.190	2.14	10.24	<b>0.918</b>	<b>0.209</b>	2.81
其他鱼类 other fishes	0.323	2.03	10.00	<b>0.601</b>	<b>0.203</b>	2.96
白鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	0.287	1.83	9.78	<b>0.9</b>	<b>0.188</b>	2.36
草食性鱼类 herbivorous fishes	0.060	2.39	15.15	<b>0.921</b>	<b>0.158</b>	2.00
虾 shrimp	1.058	4.50	<b>60.00</b>	<b>0.992</b>	0.075	2.84
软体动物 Molluscs	27.353	1.33	<b>10.61</b>	0.900	0.125	2.00
其他底栖动物 other benthos	0.0178	4.00	<b>200.00</b>	<b>0.999</b>	0.020	2.00
小型浮游动物 Microzooplanktons	1.022	25.00	<b>500.00</b>	<b>0.471</b>	0.050	2.00
枝角类 Cladocera	0.322	25.00	<b>500.00</b>	<b>0.750</b>	0.050	2.02
桡足类 Copepoda	0.234	25.00	<b>500.00</b>	<b>0.357</b>	0.050	2.02
沉水植物 Submerged macrophytes	0.945	1.25		<b>0.700</b>		1.00
其他维管束植物 other macrophytes	7.100	1.00		<b>0.700</b>		1.00
浮游植物 Phytoplanktons	12.513	185.00		<b>0.270</b>		1.00
碎屑 detritus	35			<b>0.365</b>		1.00

注: 粗体为模型计算的参数.

Note: Value in bold are the output parameters estimated from the model.

2.2 淀山湖生态系统的营养级结构和物质能量流动

生态系统的营养级结构是指将来自不同功能组的营养流合并为数个营养级, 以简化复杂的食物网关系<sup>[18]</sup>。淀山湖生态系统可合并为 5 个重要的营养级, 能量主要在 II、III 两级间流动(表 3),

其能流、生物量及生产量的分布呈金字塔型。

根据林德曼定律, 各营养级之间的能量转换效率平均在 10%左右。淀山湖生态系统第 III、IV 营养级的转换效率较高, 达到 14.6%。淀山湖生态系统的牧食食物链转换效率为 12.3%(表 4), 碎屑

表 3 不同功能组的相对能量流动  
Tab. 3 Relative flows of groups of trophic level

功能组名称 functional group	I	II	III	IV	V
水鸟 birds	0.000	0.000	0.125	0.831	0.044
红白鱼 erythroculter	0.000	0.000	0.145	0.823	0.032
其他肉食性鱼类 other piscivorous	0.000	0.000	0.320	0.670	0.010
刀鲚 <i>Coilia nasus</i>	0.000	0.000	0.984	0.0156	0.000
光泽黄颡鱼 <i>Pelteobagrus nitidus</i>	0.000	0.000	1.000	0.000	0.000
鲤 <i>Cyprinus carpio</i>	0.000	0.600	0.400	0.000	0.000
鲫 <i>Carassius auratus</i>	0.000	0.520	0.476	0.004	0.000
鳊 <i>Aristichthys nobilis</i>	0.000	0.200	0.789	0.011	0.000
其他鱼类 other fishes	0.000	0.057	0.931	0.012	0.000
白鲢 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	0.000	0.649	0.346	0.005	0.000
草食性鱼类 herbivorous fishes	0.000	0.997	0.002	0.001	0.000
虾 shrimp	0.000	0.167	0.821	0.012	0.000
软体动物 Molluscs	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000
其他底栖动物 other benthos	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000
小型浮游动物 Microzooplanktons	0.000	1.000	0.000	0.000	0.000
枝角类 Cladocera	0.000	0.984	0.016	0.000	0.000
桡足类 Copepoda	0.000	0.984	0.016	0.000	0.000
沉水植物 submerged macrophytes	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000
其他维管束植物 other macrophytes	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000
浮游植物 Phytoplanktons	1.000	0.000	0.000	0.0000	0.000
碎屑 detritus	1.000	0.000	0.000	0.000	0.000

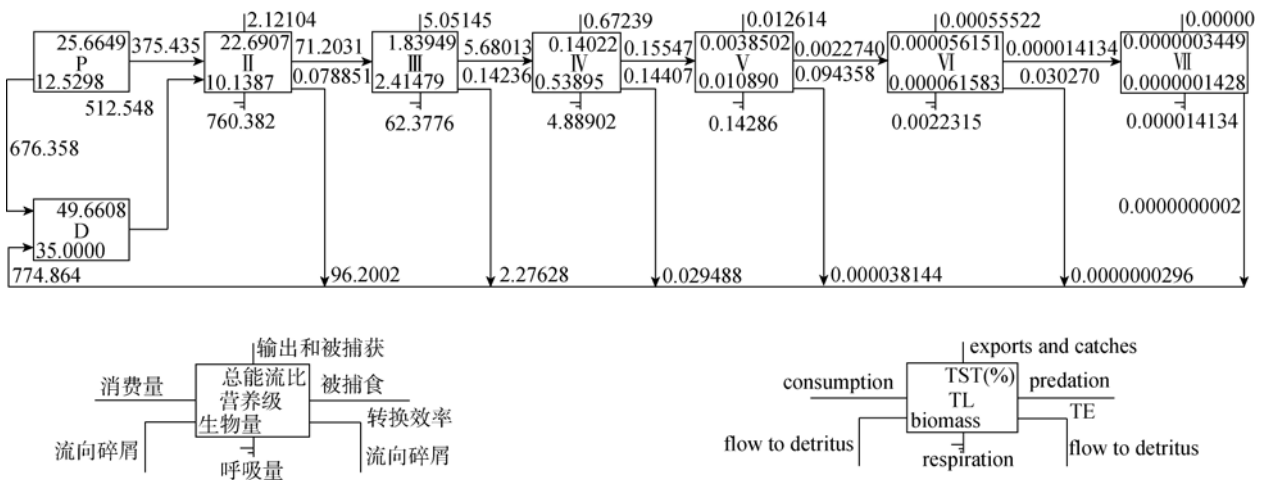


图 2 淀山湖生态系统各营养级之间的物质流动( $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$ )

Fig. 2 Trophic flows( $t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$ )transmitted through aggregated trophic levels in Dianshan Lake ecosystem

表 4 淀山湖生态系统各营养级间的转换效率  
Tab. 4 Transfer efficiencies of discrete trophic levers in Dianshan Lake ecosystem

能量来源/营养级 source / trophic level	II	III	IV	V	VI
生产者 producer	8.9	14.2	14.6	8.7	
碎屑 detritus	7.1	14.3	14.3	10.0	3.3
总能流 all flows	7.9	14.2	14.4	9.4	3.0

能流中来自碎屑的比例 proportion of total flow originating from detritus 0.64  
 转换效率 transfer efficiencies (calculated as geometric mean for TL II-IV)  
 初级生产者转换效率 from primary producers 12.3%  
 碎屑转换效率 from detritus 11.3%  
 总转换效率 total 11.7%

食物链转换效率为 11.3%，平均总转换效率为 11.7%，高于周边太湖和千岛湖等湖泊的均值<sup>[11-13]</sup>。

### 2.3 淀山湖生态系统混合营养效应分析

混合营养效应反映的是系统中各个功能组直接或间接的利害关系，互利显示为正效应，互害显示为负效应<sup>[18]</sup>。如图 3 淀山湖生态系统混合营

养效应分析显示，每个功能组对其自身的混合营养效应一般为负效应，捕食者对其饵料、渔业对其渔获物的混合营养效应一般也为负效应。浮游植物和碎屑作为该食物网的生产者对其他大部分种类都有正效应。顶级捕食者对其饵料的负效应不明显。

### 2.4 淀山湖生态系统状态评价

Ecopath 模型可同时给出多个指标，这些指标分别代表系统的规模、稳定性和成熟度等系统特征<sup>[18]</sup>。淀山湖生态系统的总体特征参数见表 5。

其中 TPP/TR(系统初级生产力比总呼吸量)是描述系统成熟度的重要指标<sup>[5]</sup>，在发育成熟的生态系统中 TPP/TR 的值接近 1，淀山湖生态系统 TPP/TR 值为 2.80。连接指数 CI 和系统杂食指数 SOI 都是反应系统内部联系复杂程度的指标。越趋于成熟的生态系统，其系统各功能组间的联系越复杂<sup>[18,25]</sup>，淀山湖生态系统的连接指数和系统杂食指数分别为 0.19 和 0.07。循环流量是指系统中重新进入再循环的营养流总量，淀山湖生态系统的循环流量为 77.65 t·km<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>。Finn's 循环指数指的是系统中循环流量与总流量的比值为 1.89%，而 Finn's 平均路径长度指的是每个循环流经食物链的平均长度<sup>[25-26]</sup>，淀山湖 Finn's 平均路径长度为 2.37。

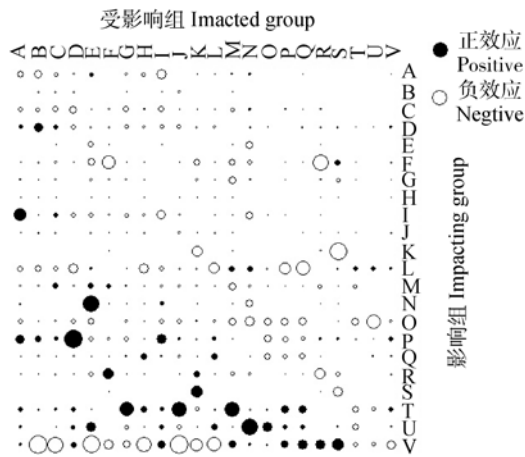


图 3 淀山湖生态系统各功能组间的混合营养效应分析  
注: A:水鸟; B: 红白鱼; C: 其他肉食性鱼类; D: 刀鲚; E: 光泽黄颡鱼; F: 鲤; G: 鲫; H: 鳙; I: 其他鱼类; J: 白鲢; K: 草食性鱼类; L: 虾; M: 软体动物; N: 其他底栖动物; O: 小型浮游动物; P: 枝角类; Q: 桡足类; R: 沉水植物; S: 其他维管束植物; T: 浮游植物; U: 碎屑; V: 渔业

Fig. 3 Mixed trophic impact analysis of groups in Dianshan lake ecosystem  
Note: A-birds; B-erythroculter; C-other piscivores; D-Coilia nasus; E-Pelteobagrus nitidus; F-Cyprinus carpio; G-Carassius auratus; H-Aristichthys nobilis; I-other fishes; J-Hypophthalmichthys molitrix; K-herbivorous fishes; L-shrimps; M-Molluscs; N-other benthos; O-microzooplanktons; P-Cladocera; Q-Copepoda; R-submerged macrophytes; S-other macrophytes; T-phytoplanktons; U-Detritus; V-fishery

## 3 讨论

### 3.1 各功能组之间的相互关系

本研究以淀山湖湖区水生生物资源调查结果为基础，对湖区生态系统进行了营养通道模型的

模拟, 根据 EWE 模型固有模式和淀山湖现有水生生物群落组成特征, 将整个生态系统尽可能简化后得到 21 个功能组。从图 3 中可以看出, 淀山湖生态系统中水鸟组(夜鹭、白鹭等)对淀山湖中上层鱼类具有负效应; 白鲢、鲫等因与浮游植物成捕食关系而显现出负效应, 因此加大渔业保护力度, 扩大鱼类种群规模, 调整和优化群落结构, 可以控制浮游植物(包括蓝藻)的生长, 这在武汉东湖及国外相关研究中已得到验证<sup>[27-30]</sup>。大型高等水生植物对浮游植物的种间负效应不明显, 这与杭州湾<sup>[31]</sup>的相关研究报道有所不同, 这可能是由于淀山湖生态系统中大型高等水生植物面积退减严重, 丧失了与浮游植物竞争的生态位, 进而无法控制包括蓝藻在内的浮游植物的生长造成的。因此, 重建和恢复高等水生植物的数量和分布区域, 不仅可以恢复淀山湖原有草型湖泊特征, 同时也可以有效地控制浮游植物的大量繁殖和“水华”暴发。

### 3.2 物质能量流动

对淀山湖生态系统 Ecopath 模型的食物网以及营养级之间的营养流动进行分析, 发现小型浮

游动物、软体动物、底栖动物的食物, 完全源自第一营养级的初级生产者浮游植物和碎屑, 因此它们都在第二营养级出现, 其生物量也较大。草鱼同样依赖第一营养级生活, 但因所依赖的食物大型水生植物的严重退化, 从而导致草鱼的生物量较低。从表 1 中可以发现, 大部分鱼、虾类功能组的生态营养转换效率(EE)较高, 取值范围在 0.601 ~ 0.921 之间。表明淀山湖鱼类在生态系统中流动效率较高, 这可能与湖区内大型水生植物衰退严重, 鱼类缺少必要的栖息和隐蔽场所更易被捕食和捕捞, 从而在食物网中转化有关。从表 5 中可发现生物链最终流向碎屑的生物总量达到  $1405.19 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , 表明淀山湖生态系统仍有大量营养物质剩余, 从而导致湖体营养物质过剩, 浮游植物大量出现。

### 3.3 营养级转换效率

淀山湖生态系统能量转换效率在 II ~ III 和 III ~ IV 之间较高, 最高达到 14.6%。总能量转换效率为 11.7%, 但从 I ~ II 营养级能量转换效率只有 7.1%, V ~ VI 营养级能量转换效率仅为 3.3%, 营养级间能量转换效率不平衡, 且均值高于地理位

表 5 淀山湖生态系统的总体特征

Tab.5 Total system properties of Dianshan Lake ecosystem

指标 index	值 value	单位 unit
总摄食 sum of all consumption	965.02	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
总输出 sum of all exports	900.50	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
总呼吸 sum of all respiratory flows	827.79	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
总碎屑生成量 sum of all flows into detritus	1405.19	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
系统总营养流 total system throughput	4098.50	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
系统总生产力 sum of all production	2374.84	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
平均捕捞营养级 mean trophic level of the catch	2.82	
净总初级生产力计算量 calculated total net primary production	2314.98	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
总初级生产力/总呼吸 total primary production/total respiration	2.80	
净系统生产力 net system production	1487.18	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
总初级生产力/总生物量 total primary production/total biomass	90.31	
总生物量 total biomass (excluding detritus)	25.63	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}$
连接系数 connectance Index	0.19	
系统杂食指数 system omnivory index	0.07	
循环流量 throughput cycled	77.65	$\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$
Finn's 循环指数 Finn's cycling index	1.89%	
Finn's 平均路径长度 Finn's mean path length	2.37	

置相邻的千岛湖生态系统的 6.8%<sup>[13]</sup>。究其原因,可能是千岛湖属于水库生态系统,建成时间较短,水生生物种类相对单一,物种间捕食与被捕食的关系简单,致使营养级之间的转化效率偏低<sup>[13]</sup>。从淀山湖鱼类的调查结果来看,整个淀山湖的渔业水平低下,渔获物的多样性和品质较低,银鱼等经济价值高的种类正在消失。鱼类群落结构和种群结构都显示出“小型化”的趋势,渔获物中个体小、生长快、生命周期短、繁殖力高的物种已占据绝对优势。各个营养级捕捞量的分析表明,渔业捕捞产量绝大多数来自营养级 II 和 III, 占总捕捞量的 91.28%, 经济价值较高的顶级鱼类其种类和数量颇低。

### 3.4 生态系统综合评价

将淀山湖模型和太湖模型<sup>[11-12]</sup>相比较,发现淀山湖不仅具有较高的初级生产力和呼吸比值(2.80),而且生物总量( $25.63 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ )和总生产力( $2374.84 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ )也都较低。表明淀山湖系统的结构不平衡,系统中可供利用的生物资源较少。淀山湖系统杂食指数 SOI 和连接指数 CI 低于太湖,表明与太湖生态系统相比,淀山湖现有食物网相对简单,湖泊自我恢复能力较差,食物链之间的联系松散,生态系统复杂程度和稳定性都不及太湖。因此,淀山湖下阶段的生态治理应当注意调节放养鱼类的种类的生物多样性,以加快恢复系统的复杂性和稳定性。

20 世纪 80 年代以来,淀山湖水体污染不断加重。湖区水生动物和高等水生植物数量迅速减少,致使淀山湖生态系统每年所消耗的碎屑、能量与同期大量输入量相比显得十分有限。系统总初级生产力/总呼吸量值(NPP/R)远大于健康值 1,表明当前淀山湖生态系统有较多的剩余生产力进入湖体,其循环流量为  $77.65 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ , 占总流量的 1.89%, 而浮游植物和碎屑的营养转换效率分别仅为 0.27 和 0.36。这些因素阻碍了湖体内的营养流动,容易造成营养物质过剩和浮游藻类的“暴发”,从而加剧水体的富营养化。与杭州湾的研

究相似,未利用的碎屑最后矿化沉积,使底泥中有有机物增多,不断经生物矿化分解释放的营养盐,就成为湖泊内源性污染的主要来源<sup>[31]</sup>。此外,由于淀山湖风浪较大,沉积下来的碎屑易被反复卷起造成水体透明度下降,进一步影响到大型水生植物的存活和生长。所以,有效控制和消减上游来水、面源污染等外源营养物质的输入,提高湖体内剩余营养物质的转化效率,将有助于恢复湖区的高等水生植物、控制藻类的过度繁殖和水华的暴发。

从反映系统成熟度的指标,包括净初级生产力(NPP)、净初级生产力/呼吸(NPP/R),连接指数(CI)、系统杂食指数(SOI)和 Finn's 循环指数(FCI)等<sup>[18]</sup>,可知淀山湖生态系统是一个典型的处于“幼态化”的生态系统,但该生态系统的幼态化是由于尚未进化完全,还是系统退化所导致的结果,仍需进一步深入研究。

### 参考文献:

- [1] 金相灿. 湖泊富营养化控制和管理技术[M]. 北京: 化学工业出版社, 2001.
- [2] 刘健康. 东湖生态学研究 [M]. 第 2 版. 北京: 科学出版社, 1995.
- [3] 李云凯, 禹娜, 陈勇, 等. 太湖生态系统发育的 Ecopath with Ecosim 动态模拟[J]. 中国水产科学, 2009, 16(2): 257-265.
- [4] Scheffer M. Ecology of shallow lakes[M]. London: Chapman and Hall, 1998.
- [5] Tong L, Tang Q SH, Daniel P. A preliminary approach on mass-balance ecopath model of the Bohai sea[J]. Chin J Appl E, 2000, 11(3): 435-440.
- [6] 王雪辉, 杜飞雁, 邱永松, 等. 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, 2005, 1(3): 1-8.
- [7] 陈作志, 邱永松, 贾晓平. 北部湾生态通道模型的构建[J]. 应用生态学报, 2006, (17)6: 1107-1111.
- [8] 刘玉, 姜涛, 王晓红, 等. 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, 2007, (46): 123-127.
- [9] 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]. 水生态学杂志, 2009, 2(2): 28-36.
- [10] 李云凯, 禹娜, 陈立侨, 等. 东海南部海区生态系统结构



- 与功能的模型分析[J]. 渔业科学进展, 2010, 31(2): 30-39.
- [11] 杨再福. 太湖渔业与环境的可持续发展[D]. 上海: 华东师范大学, 2003.
- [12] 宋兵. 太湖渔业和环境的生态系统模型研究[D]. 上海: 华东师范大学, 2004.
- [13] 刘其根. 千岛湖保水渔业及其对湖泊生态系统的影响[D]. 上海: 华东师范大学, 2005.
- [14] LI Y K, DEREK O, CHEN Y, et al. Evaluating impacts of fisheries on ecosystem properties and developing optimal management strategies in a lake ecosystem[J]. Fish Res, 2009, 95: 309-324.
- [15] 李云凯, 宋兵, 陈勇, 等. 太湖生态系统发育的 Ecopath and Ecosim 动态模拟[J]. 中国水产科学, 2009, 16(2): 257-265.
- [16] 阮仁良, 王云. 淀山湖水环境质量评价及污染防治研究[J]. 湖泊科学, 1993, 5(6): 153-158.
- [17] 由文辉. 淀山湖水生态系统的物质循环[J]. 中国环境科学, 1997, 17(4): 293-296.
- [18] Christensen V, Walters C J, Pauly D. Ecopath with Ecosim version 6 user guide[M]. Vancouver: Fisheries Centre, University of British Columbia, 2008.
- [19] Froese R, Pauly D. Fishbase. 2004. <http://www.fishbase.org>.
- [20] PAULY D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stock[J]. J du Conseil Intern pour l'Exploration de la mer, 1980, 39: 175-192.
- [21] Palomares M L D, Pauly D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity[J]. Mar Freshwat Res, 1998, 49: 447-453.
- [22] 何志辉. 淡水生态学[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
- [23] 常秀岭, 刘家寿, 胡传林, 等. 湖北浮桥水库悬浮物的季节变化[J]. 湖泊科学, 2010, 22(2): 300-306.
- [24] 刘恩生. 太湖主要鱼类的食物组成[J]. 水产学报, 2008, 32(3): 395-401.
- [25] Odum E P. The strategy of ecosystem development[J]. Science, 1969, 104: 262-270.
- [26] Finn J T. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows[J]. J Theoret Biol, 1976, 56: 363-380.
- [27] Shapiro J. Biomanipulation: The next phase-making it stable[J]. Hydrobiologia, 1990, 200 /201: 13-27.
- [28] Carpenter S R, Kitcell J F, Hodgson J R, et al. Regulation of lake primary productivity by food web structure[J]. Ecology, 1987, 68: 1863-1876.
- [29] Hosper H, Meijer M L. Biomanipulation, will it work for your lake? A simple test for the assessment of chances for clearwater, following drastic fish-stock reduction in shallow, eutrophic lakes[J]. Ecol Engin, 1993, 2: 63-72.
- [30] 谢平. 鲢、鳙与藻类水华控制[M]. 北京: 科学出版社, 2003.
- [31] 徐姗姗, 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.

## Structure and energy flow of Dianshan Lake ecosystem based on the Ecopath model

FENG Dexiang<sup>1</sup>, CHEN Liang<sup>1</sup>, LI Yunkai<sup>2</sup>, YU Na<sup>1</sup>, CHEN Liqiao<sup>1</sup>

1. School of Life Science, East China Normal University, Shanghai 200062, China;

2. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

**Abstract:** Dianshan Lake, the largest freshwater lake in Shanghai, covers an area of 62 km<sup>2</sup> with mean depth of 2.0 m and provides drinking water for more than 10 million people. With the rapid development of industry and agriculture in recent years, Dianshan Lake has become polluted by run-off and sewage, leading to blooms of blue-green algae in some parts of the lake. The self-cleaning ability of Dianshan Lake has been degraded, and city authorities have funded several research projects to explore the reasons for its ecological deterioration. Based on data from a bio-resources survey carried out between September 2008 and September 2009, a mass-balance model of trophic interactions was constructed using Ecopath with Ecosim (EwE, an ecological/ecosystem modeling software suite) to represent energy transfer through the trophic levels of the Dianshan Lake ecosystem. This is the first Ecopath model of Dianshan Lake and consisted of 21 functional groups, including birds, commercial fish species, phytoplankton, zooplankton, benthos, shrimp, mollusks, macrophytes and detritus. Each group represented organisms with similar roles in the food web and covered the main trophic flow in Dianshan Lake. The results show that total throughput was 4 098.50 tonne·km<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup>. The trophic levels of different groups ranged from 1 for detritus and phytoplankton to 3.92 for large predators, with water birds occupying the top level. Mixed trophic impact analysis indicated that both trawling and gillnet fishing were impacting components and the negative trophic impact of fishing on different groups was relatively high. Top-down or bottom-up control in several predator-prey relationships demonstrated that some species can be used to control blue-green algal blooms can be controlled by some species in some areas. For example, *Hypophthalmichthys molitrix* had a negative trophic impact on algae due to their predatory relationship in the food web, while submerged and other macrophytes had little influence on algae due to their competitive relationship in the food web and low biomass within the niche. The system network was mapped via network analysis into a linear food chain with five main trophic levels. Mean transfer efficiency was 11.3% from detritus and 12.3% from primary producers within the ecosystem, which was higher than nearby lakes. Transfer efficiency is only 7.0% from level I to level II and 3.3% from level V to VI, which indicated that the transfer efficiency of the Dianshan Lake ecosystem is imbalanced. The importance of discarded food and system re-cycling rate in the ecosystem was low; energy utilization rate could be increased. Most unused detritus was deposited on the bottom of lake and affected water transparency via wind and wave agitation.

**Key words:** Dianshan Lake ecosystem; Ecopath modeling; ecosystem maturity; food web

**Corresponding author:** CHEN Liqiao. E-mail: lqchen@bioecnu.edu.cn