

DOI: 10.12264/JFSC2025-0087

城市小水体生物操纵策略的潜在生态效应评估——以上海临港滴水湖为例

叶磊旭¹, 张 玮², 李云凯^{1, 3, 4*}

1. 上海海洋大学海洋生物资源与管理学院, 上海 201306;
2. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306;
3. 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室, 上海 201306;
4. 国家远洋渔业工程技术研究中心, 上海 201306

摘要: 为科学评价生物操纵策略在城市小水体的潜在生态效应, 本研究以上海滴水湖为例, 基于 2023—2024 年生态调查数据, 结合稳定同位素技术校正食物矩阵, 构建 Ecopath 模型定量评估其生态系统现状与鲢鳙生态容纳量, 并基于 Ecosim 模拟不同生物操纵策略对生态系统的影响。结果表明, 滴水湖的系统总流量为 3376.93 t/(km²·a), 总初级生产量与总呼吸量的比值为 1.59, 连接指数和杂食性指数分别为 0.29、0.09, 表明该生态系统仍处于不成熟阶段。模型估算的营养级与稳定同位素测定结果呈显著正相关($R^2=0.88$, $P<0.01$), 说明食物矩阵较为准确, 模型具有较高的可信度。鲢鳙生态容纳量为 22.01 t/km², 现存生物量为 16.49 t/km², 仍有一定的增殖空间。Ecosim 模拟结果表明, 鲢鳙捕捞死亡率上升会间接影响顶级捕食者生物量, 而鲢鳙生物量达到生态容纳量后, 对浮游植物和浮游动物影响显著, 且当前鲢比例偏高, 不利于藻类控制。因此, 未来放流中应逐步增加鲢鳙生物量, 优化鲢鳙放流比例, 并补充鲤、鲫等中低营养级鱼类, 提高营养级间的能量流动和转化, 增强渔业生态系统的复杂性和稳定性。本研究可为滴水湖及类似小水体的放流策略优化提供重要依据。

关键词: Ecopath with Ecosim; 稳定同位素分析; 生态容纳量; 滴水湖

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2025)07-1033-11

城市小水体作为城市滨水空间的重要组成部分, 承担着生态调节、城市防洪及景观服务等多重功能^[1]。然而, 随着城市化进程加快, 这些水体普遍面临外源污染严重、自净能力不足及底质易受扰动等问题, 导致富营养化加剧和水华频发, 严重影响了水体的生态服务功能^[2]。目前, 鱼类, 尤其是鲢鳙鱼类的增殖放流, 已成为城市小水体水质净化的重要手段。鲢鳙鱼类通过滤食浮游生物有效抑制藻类过度繁殖, 在湖泊生态养护中发挥着关键作用^[3-4]。然而多数增殖放流活动由相关部门主导推动, 侧重于放流规模与数量, 对放流

后的实际效果评估关注甚少。这种重实施、轻评估的现状, 使得放流活动难以实现科学优化与精准管理, 极大地限制了生态修复效果的最大化^[5]。同时现有国内外放流评估研究多集中在放流群体的回捕率、生活史等方面, 旨在了解放流鱼类的生存、生长与资源补充情况, 针对放流物种对于生态系统的影响研究仍较少^[6]。

滴水湖作为上海自由贸易试验区临港新片区重要地标景观与生态基础设施, 同样面临着地区快速发展带来的严峻挑战。前期通过持续增殖放流滤食性鱼类来改善水质, 但因缺乏系统的放流

收稿日期: 2025-04-07; 修订日期: 2025-05-28.

基金项目: 国家自然科学基金项目(42276092).

作者简介: 叶磊旭(2000–), 男, 硕士研究生, 研究方向为渔业资源. E-mail: 1348074991@qq.com

通信作者: 李云凯, 教授, 研究方向为摄食生态学. E-mail: ykli@shou.edu.cn

效果评估,滴水湖水系实现“以鱼净水”和“以渔养水”目标面临困难。目前,大部分湖区水质仍维持在 III~IV 类^[7-8]。为改善这一状况,亟需建立科学的生态系统评估方法,优化增殖放流等生态修复手段。

Ecopath with Ecosim (EwE)是经典的食物网物质能量模型(mass-balanced model),不仅能够量化生态系统的结构特征,还可通过动态模拟评估渔业管理政策的潜在影响,在水生生态系统中展现出显著优势^[9-12]。近年来,该方法已成功应用于多个湖泊水域的生态容量评估^[13-14],为科学制定渔业管理策略提供了重要依据。EwE 模型中,食物矩阵为建模基础,直接反应生态系统中的种间关系,其结果直接影响模型输出的可靠性^[9]。因此,提升食物矩阵的精度是 Ecopath 建模的前提。前期多项研究表明,通过稳定同位素分析(stable isotope analysis, SIA)与 Ecopath 模型分别估算功能组的营养级(trophic level, TL),用以校正 Ecopath 模型食物矩阵,可有效验证模型的准确性^[14-15]。

本研究基于 2023—2024 年滴水湖生态调查数据,构建该水域 Ecopath 生态系统模型,并基于此进行 Ecosim 动态模拟,以解析其生态系统结构与能量流动现状,定量评估其内鲢鳙的生态容纳量,预测不同策略对该系统的影响。研究结果可为滴水湖放流策略的优化提供理论支撑,为践行“负责任增殖放流”提供实践范例。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究于 2023 年 7 月、11 月和 2024 年 6 月、11 月对滴水湖共展开四次渔业资源调查,共设置 5 个站点,采样点覆盖滴水湖不同区域,包括近岸、湖心、河流入湖口等(图 1)。调查内容包括对游泳动物、浮游生物、底栖生物等样品进行采集。游泳动物采样网具为定置三重刺网与定置串联倒须笼壶,主要用于采集鱼类和底栖生物。定置三重刺网长 50 m,高 3 m,网目尺寸分别为 2 cm、4 cm、6 cm、8 cm 和 10 cm,使用时 5 种网目尺寸的刺网串联拼接使用。定置串联倒须笼壶长

26 m,宽 0.43 m,高 0.33 m,网目尺寸为 0.6 cm。浮游生物采样网具为 13 号和 25 号浮游生物网。生物样品经冷冻保存后运回实验室,进行种类鉴定和分析等。采样和分析方法依照《湖泊渔业资源调查技术规范》(DB32/T 4519—2023)进行。

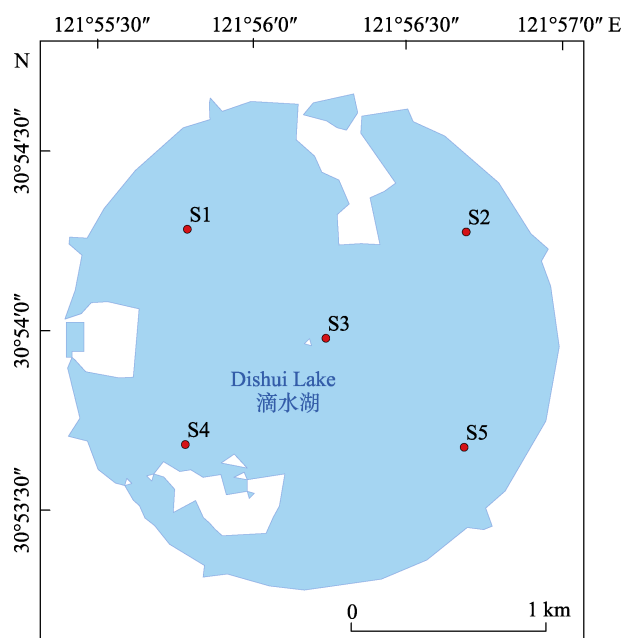


图 1 滴水湖采样站点图

Fig. 1 Sampling sites of Dishui Lake

1.2 EwE 模型

1.2.1 Ecopath 模块 Ecopath 模型的核心在于建立生态系统中各功能组之间的质量平衡关系,从而为生态系统的结构和功能提供一个全面而系统的描述^[16]。模型原理可以用以下公式表示:

$$B_i * (P/B)_i * EE_i -$$

$$\sum_{j=1}^n B_j * (Q/B)_j * DC_{ji} - Y_i - E_i - BA_i = 0$$

式中, B_i 表示功能组 i 的生物量; $(P/B)_i$ 为功能组 i 的生产量和生物量的比值; EE_i 为各功能组的生态营养效率; $(Q/B)_j$ 为功能组 j 消耗量和生物量的比值; DC_{ji} 为是猎物组 i 在捕食组 j 的食物中所占比例; Y_i 是功能组 i 的总渔获率, E_i 是功能组 i 净迁移率, BA_i 是功能组 i 的生物量积累率。

1.2.2 Ecosim 模块 Ecosim 模块提供了生态系统层面的动态模拟能力,其关键初始参数继承原有构建的 Ecopath 模型^[17]。Ecosim 通过设定一系

列状态变量, 如捕捞强度、摄食关系和特定功能组生物量的时间序列等, 来构建生态系统的模拟模型, 其基本方程为:

$$dB_i / dt = g_i \sum_j Q_{ji} - \sum_j Q_{ij} + I_i - (M_i + F_i + e_i) B_i$$

其中, dB_i/dt 表示功能组 i 在单位时间内的生物量变化率, g_i 是净生长效率, Q_{ji} 表示饵料 j 被捕食者

i 捕食的量, I_i 是迁入率, e_i 是迁出率, M_i 是自然死亡率, F_i 是捕捞死亡率。

1.3 Ecopath 模型构建

1.3.1 功能组划分 功能组通常是指生态系统中占据相似生态位的物种集合。本研究主要基于食性和个体大小^[18], 将滴水湖生态系统划分为 15 个功能组。各功能组的组成见表 1。

表 1 滴水湖 Ecopath 模型功能组主要物种组成
Tab. 1 Main species composition of the functional groups for the Dishui Lake Ecopath model

编号 number	功能组 group name	物种组成 species composition
1	鲃类 culters	翘嘴鲃(<i>Culter alburnus</i>), 蒙古鲃(<i>Culter mongolicus</i>)等
2	花鲃 spotted steed	花鲃(<i>Hemibarbus maculatus</i>)
3	其他肉食性鱼类 other piscivorous	鳡(<i>Tachysurus fulvidraco</i>), 日本鳗鲡(<i>Anguilla japonica</i>)
4	刀鲚 Japanese grenadier anchovy	刀鲚(<i>Coilia nasus</i>)
5	小型鱼类 small fishes	大鳍鱮(<i>Acheilognathus macropterus</i>), 麦穗鱼(<i>Pseudorasbora parva</i>)等
6	鲫 crucian carp	鲫(<i>Carassius auratus</i>)
7	滤食性鱼类 filter-feeding fishes	鲮(<i>Aristichys nobilis</i>), 鲢(<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)
8	草食性鱼类 herbivorous fishes	鳊(<i>Parabramis pekinensis</i>), 团头鲂(<i>Megalobrama amblycephala</i>)
9	虾蟹类 shrimp and crabs	日本沼虾(<i>Macrobrachium nipponense</i>), 中华绒螯蟹(<i>Eriocheir sinensis</i>)等
10	软体动物 molluscs	褶纹冠蚌(<i>Cristaria plicata</i>), 河蚬(<i>Corbicula fluminea</i>)等
11	其他底栖动物 other benthos	日本旋卷螺赢蜚(<i>Corophium volutator</i>), 摇蚊幼虫(<i>Chironomidae</i>)等
12	浮游动物 zooplankton	轮虫(<i>rotifera</i>), 中华窄腹剑水蚤(<i>Limnoithona sinensis</i>)等
13	浮游植物 phytoplankton	小型黄丝藻(<i>Tribonema minus</i>), 具星小环藻(<i>Cyclotella stelligera</i>)等
14	水生植物 aquatic plants	大茨藻(<i>Najas marina</i>), 苦草(<i>Vallisneria natans</i>)等
15	碎屑 detritus	碎屑(detritus)

1.3.2 功能组参数估计 鱼类功能组生物量采用基于体长的实际种群分析法和调查结果进行生物量估算^[19]。浮游动物、浮游植物、底栖生物及水生植物的生物量数据源自 2023—2024 年滴水湖周年调查结果(未发表数据)。碎屑生物量则依据 Pauly 等^[17]提出的经验公式进行估算。生物量单位为 t/km^2 。鱼类功能组的 P/B 值等同于总死亡率(Z), 其计算基于 Ecopath 模型假设。本研究采用 FiSAT II 软件^[20], 通过体长转换渔获曲线法估算 Z 值。鱼类功能组的 Q/B 值则通过 Palomares 等^[21]提出的经验公式确定。其余功能组的 P/B 与 Q/B 值参考邻近纬度区或生态特征相似生态系统的同类功能组参数。各功能组的食性数据参考相关文献^[13,18,22-23], 并通过稳定同位素分析结果校正食性矩阵, 详细食物矩阵见表 2。

1.3.3 生态系统指标 平衡状态下的模型可输出反映系统规模、成熟度及稳定性的多项生态指标, 从而表征生态系统的整体特征^[9]。总系统通量(total system throughput, TST)反映生态系统规模大小; 总初级生产力/总呼吸量(total primary production/total respiration, TPP/TR)表示生态系统成熟度和稳定性; 连接度指数(connectance index, CI)与系统杂食性指数(system omnivory index, SOI)都可作为系统内部复杂性的关键指标。

1.3.4 生态容纳量 生态容纳量指特定环境条件下, 生态系统在给定时期内可维持的种群最大规模^[24]。待 Ecopath 模型平衡后, 在保持其他参数恒定的条件下, 逐步增加鲢鳙的生物量。当任意功能群的 EE 值超过 1 时, 模型不再平衡, 此时对应的鲢鳙的生物量即为生态容纳量。

表 2 滴水湖 Ecopath 模型食物组成矩阵
Tab. 2 Diet matrix of the Dishui Lake ecosystem

编号 number	猎物/捕食者 prey/predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	鲃类 culters	0.08	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	花鲢 spotted steed	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	其他肉食性鱼类 other piscivorous	0.01	0.03	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	刀鲚 Japanese grenadier anchovy	0.04	0.05	0.02	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	小型鱼类 small fishes	0.01	0.14	0.04	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6	鲫 crucian carp	0.06	0.06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7	滤食性鱼类 filter-feeding fishes	0.57	0	0.185	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	草食性鱼类 herbivorous fishes	0	0	0.05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9	虾蟹类 shrimp and crabs	0.13	0.2	0.34	0.04	0	0.03	0	0	0	0	0	0
10	软体动物 molluscs	0	0.25	0.03	0	0.03	0.14	0	0	0	0	0	0
11	其他底栖动物 other benthos	0	0.27	0.1	0	0.12	0.12	0	0	0.1	0	0	0
12	浮游动物 zooplankton	0	0	0.105	0.96	0.09	0.23	0.25	0.003	0.15	0.07	0.002	0
13	浮游植物 phytoplankton	0	0	0	0	0.3	0.28	0.45	0.01	0.3	0.3	0.1	0.49
14	水生植物 aquatic plants	0	0	0	0	0	0	0	0.887	0	0	0	0
15	碎屑 detritus	0	0	0.13	0	0.46	0.2	0.3	0.1	0.45	0.63	0.898	0.51
	总 sum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

1.4 Ecosim 模拟

本研究将滴水湖生态模型的当前状态设置为基线情景,共设计了 6 种情景来模拟生态系统对不同操纵策略的响应。情景 1、2、3 模拟鲢鳙的不同捕捞死亡率对生态系统响应,捕捞死亡率分别设置为 0、0.5、1,分别用于模拟无捕捞、中等捕捞和高强度捕捞策略。情景 4、5、6 模拟鲢鳙不同生物量下的生态系统响应,生物量分别设置为生态容纳量的 20%、50%、100% (表 3)。模型中所有功能组的脆弱性参数(vulnerability)均采用

默认值 2 (混合效应模式)^[9],模拟时间为 15 年。将第 15 年的结果输入 Ecopath 模块,通过比较从 Ecopath 导出的不同情景下的主要功能组生物量的相对变化结果,分析了这些生物操纵策略对生态系统的影响。

1.5 稳定同位素分析

本研究对模型中 9 个功能组共 17 个物种的 103 个个体进行了稳定同位素分析。肌肉样本置于冷冻干燥机(Christ Alpha 1-4)中于-50 ℃处理≥24 h 后,使用球磨机(MM 400, Retsch)研磨成均质粉末。精确称取 1.4~1.6 mg 样品装入锡舟后,采用稳定同位素比率质谱仪(IsoPrime 100)与元素分析仪(vario ISOTOPE cube)测定样品的碳、氮稳定同位素比值($\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$)。选用美国拟箭石(vPDB)作为 $\delta^{13}\text{C}$ 值的国际标准物,大气中的氮气作为 $\delta^{15}\text{N}$ 值的国际标准物。为保证实验结果精度和准确度,每隔 10 个样品采用 3 个实验室 II 级标准物质(蛋白质: $\delta^{13}\text{C}$ =-26.98‰, $\delta^{15}\text{N}$ =5.83‰)进行校正,碳、氮稳定同位素比值的分析精度分别为 0.25‰和 0.30‰。

基于 $\delta^{15}\text{N}$ 值的营养级计算公式如下^[25]:

$$\text{TL} = \frac{\delta^{15}\text{N}_{\text{consumer}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}}{\Delta^{15}\text{N}} + \lambda$$

表 3 情景模拟描述
Tab. 3 Description of each scenario in the trophic dynamic simulation

情景 scenario	描述 description
S1	将鲢鳙的捕捞死亡率设为 0, 模型再运行 15 年
S2	将鲢鳙的捕捞死亡率设为 0.5, 模型再运行 15 年
S3	将鲢鳙的捕捞死亡率设为 1, 模型再运行 15 年
S4	5 年内逐步将鲢鳙生物量递减至生态容纳量 20%, 随后模型再运行 10 年
S5	5 年内逐步将鲢鳙生物量递减至生态容纳量 50%, 随后模型再运行 10 年
S6	5 年内逐步将鲢鳙生物量增加至生态容纳量 100%, 随后模型再运行 10 年

式中, $\delta^{15}\text{N}_{\text{consumer}}$ 为消费者的氮同位素比值, $\delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}$ 为基线生物的氮同位素比值(本研究选择双壳类软体动物为基线生物), $\Delta^{15}\text{N}$ 为营养级富集系数(取 3.4‰), λ 表示初级消费者的营养级基准值(取 2)^[26]。

1.6 统计分析

使用 Excel、Origin 2024 和 SPSS Statistics 25 进行数据分析和作图, 利用线性回归分析检验 Ecopath 模型估算的营养级与 SIA 得出的相应营养级是否存在线性相关, 采用 Spearman 相关系数检验两者间是否存在显著性差异^[27], 并用 SPSS Statistics 25 绘制线性回归分析图。

2 结果与分析

2.1 滴水湖生态系统总体特征

滴水湖生态系统总体特征详见表 4。滴水湖系统总流量为 3376.93 t/(km²·a), 系统总消耗量、总输出量和总呼吸量分别为 1546.09 t/(km²·a)、264.95 t/(km²·a)和 448.56 t/(km²·a), 其中流向碎屑的能量占系统总流量的 33.10%, 表明重新进入生态系统再循环是系统能量利用的主要方式之一。TPP/TR 的值为 1.60, 表明系统仍处于不成熟的发育阶段。CI 和 SOI 分别为 0.29 和 0.09, 表明食物网结构较为简单。Finn's cycling index (FCI) 为 34.79%, 表明系统的物质再循环比例较低。

2.2 滴水湖生态系统的营养级结构

各功能组的 EE 值和营养级如表 5 所示。各功能组的营养级基于其功能组所利用营养级的比例贡献估算得出。15 个功能组的营养级范围为 1.00~3.50, 其中鲇类营养级最高, 为 3.50; 其次是花鲢, 为 3.22; 鲢鳙营养级为 2.25。EE 值表示生产量中被系统利用的比例(如通过食物网传递、生物量积累、迁移或输出), 滴水湖生态系统的 EE 值范围为 0.12~0.98, 其中软体动物功能组的 EE 值最低, 表明其生产量被捕食者利用的比例较小; 刀鲚功能组的 EE 值最高, 为 0.98, 表明其面临的较高的捕食压力。

2.3 生态容纳量

基于 Jiang 等^[24]提出的方法, 本研究利用 Ecopath 模型对鲢鳙的生态容纳量进行估算。当前

鲢鳙现存生物量为 16.49 t/km², 逐步增加鲢鳙的生物量, 会增加对浮游动物、浮游植物等功能群的捕食压力。当鲢鳙生物量增至 22.01 t/km², 浮游动物的 EE 值达到 1, 模型仍维持平衡状态。若鲢鳙生物量继续增加, 浮游动物的 EE 值将大于 1, 此时模型不再平衡, 因此鲢鳙的生态容纳量为 22.01 t/km²。

表 4 滴水湖生态系统的总体特征
Tab. 4 Summary statistics of the Dishui Lake ecosystem properties

参数 parameter	数值 value
系统总消耗量/[t/(km ² ·a)] sum of all consumption	1546.09
系统总输出量/[t/(km ² ·a)] sum of all exports	264.95
系统总呼吸量/[t/(km ² ·a)] sum of all respiratory flows	448.56
流向碎屑总流量/[t/(km ² ·a)] sum of all flows into detritus	1117.36
系统总流量/[t/(km ² ·a)] total system throughput	3376.93
系统总生产量/[t/(km ² ·a)] sum of all production	798.703
净效率 gross efficiency (catch/net p.p.)	0.02
总初级生产量/总呼吸量 total primary production/total respiration	1.59
系统净生产量/[t/(km ² ·a)] net system production	264.95
总初级生产量/总生物量 total primary production/total biomass	15.79
总生物量/总流量 total biomass/total throughput	0.01
连接指数 connectance index	0.29
系统杂食系数 system omnivory index	0.09
可信度指数 Ecopath pedigree	0.55
Finn's 循环指数/% Finn's cycling index	34.79
Finn's 平均路径长度 Finn's mean path length	4.74

2.4 不同操纵策略下的生态系统响应

基于 Ecopath 模型, 本研究共设定了 6 个操纵策略情景, 结果表明不同操纵策略均会导致生态系统总生物量的变化(图 2)。当捕捞死亡率为 0 时(S1), 大多数功能组的生物量显著增加, 鲇类的生物量的增幅最大, 为 24.4%。随着捕捞死亡率的上升(S2、S3), 花鲢、刀鲚与浮游动物生物量同步上升, 而顶级捕食者鲇类的生物量急剧下降。当鲢鳙生物量为生态容纳量的 20%时(S4), 鲇类与小型鱼类的生物量下降幅度最大, 分别为 59.2%和 42.2%。随着鲢鳙生物量的上升(S5、S6), 浮游植物生物量持续上升, 而浮游动物生物量持续下降。

表 5 滴水湖 Ecopath 模型功能组输入与输出(加粗)参数
Tab. 5 Basic inputs and estimated (in bold) parameters of the Dishui Lake ecosystem

编号 number	生物量/(t/km²) biomass	生产量/生物量 year production/biomass	消耗量/生物量 year consumption/biomass	生态营养效率 ecotrophic efficiency	营养级 trophic level
1	0.30	0.79	5.75	0.58	3.50
2	0.22	0.90	6.42	0.86	3.22
3	0.07	1.02	8.71	0.83	3.03
4	0.13	1.20	7.26	0.98	3.01
5	0.17	2.27	24.12	0.62	2.24
6	0.42	0.61	5.52	0.75	2.54
7	16.49	0.79	9.78	0.21	2.25
8	0.08	1.04	7.10	0.39	2.00
9	0.31	3.09	41.20	0.87	2.25
10	5.40	1.33	10.60	0.12	2.07
11	1.40	4.00	200.00	0.45	2.00
12	2.48	25.00	413.67	0.79	2.00
13	3.11	219.00		0.92	1.00
14	14.60	2.25		0.38	1.00
15	51.18			0.77	1.00

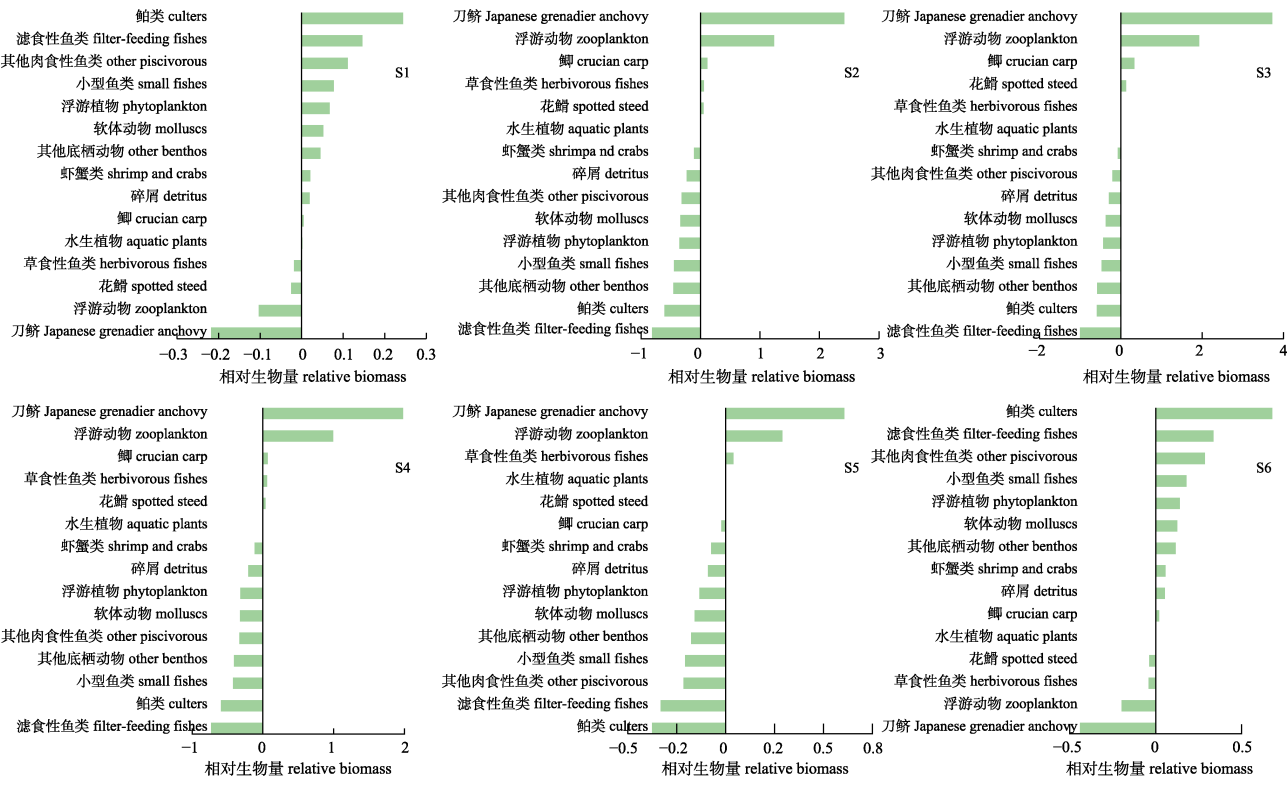


图 2 不同情景下各功能组生物量相对变化
Fig. 2 Changes in the relative biomass of functional groups under different scenarios

2.5 营养级比较

将 Ecopath 模型估算的生态系统功能群营养级与 SIA 估算的生物样品营养级进行对比, 结果

呈显著正相关(图 3; $y=0.9732x-0.0119$, $R^2=0.884$, $P<0.01$), 因此两种方法对营养级的估算具有高度一致性。表明本模型所输入的食物矩阵经稳定同

位素分析结果校正后, 具有可靠性, Ecopath 模型的结果可信度高。

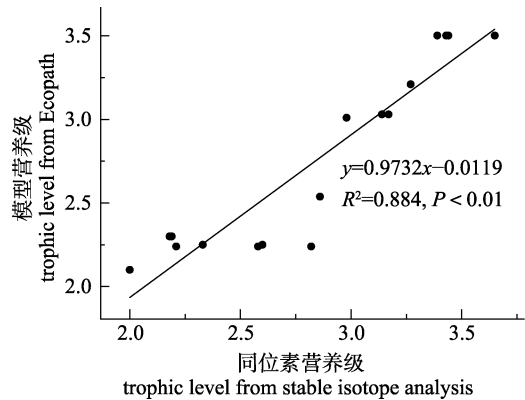


图 3 Ecopath 模型与 SIA 营养级的线性回归分析
Fig. 3 Linear regression between trophic levels estimated from Ecopath model and stable isotope analysis for Dishui Lake ecosystem

3 讨论

3.1 生态系统总体特征

小水体因其生态系统相对简单、可控性强, 常被视作开展水产养殖、鱼类生态习性及水生生物群落动态研究的理想平台。小水体作为水产科学研究中不可忽视的重要对象, 对其深入研究能够为渔业资源管理和生态修复策略的制定提供宝贵的理论与实践依据^[1]。本研究聚焦于滴水湖这

一典型的人工小水体。通过野外调查获得数据构建 Ecopath 模型, 解析其生态系统结构, 为优化放流策略提供理论支持。模型分析结果显示, 滴水湖的生态系统总流量显著低于千岛湖、巢湖等大型自然湖泊^[18,23], 仅约为千岛湖的 13.7% (表 6)。这一差距很大程度上与水域面积, 即系统总体规模密切相关。滴水湖水域面积约为 5.56 km², 远低于千岛湖(570 km²)与巢湖(780 km²), 后两者拥有更丰富的生物多样性和更复杂的食物网结构, 因此展现出更高的系统总流量。衡量生态系统成熟度的关键指标 TPP/TR 显示, 滴水湖的 TPP/TR 值为 1.59, 低于海格湖等成熟度较高的湖泊, 表明其生态系统内的生产量过剩, 尚未达到成熟生态系统的水平^[19]。表征食物网结构复杂性的指标 CI 与 SOI 较低, 与巢湖、竺山湖等未成熟生态系统相似, 反映出当前系统功能组间的连接较弱, 食物网结构呈线性而非网状特征^[18,28]。这可能与滴水湖的规模小, 食物网趋于简单有关^[23]。滴水湖的 FCI 值为 34.79%, 高于巢湖, 与千岛湖、竺山湖等湖泊接近, 但均尚未达到成熟生态系统中高营养循环比例的特征^[29]。表明当前滴水湖生态系统内的营养相互作用较弱, 物质再循环率低, 易受到外界扰动的影响。这些特征对开展针对性的生态治理具有重要的指导意义。

表 6 不同湖泊系统指标对比
Tab. 6 Comparison of some system indices of different lakes

参数 parameter	滴水湖 Dishui Lake	千岛湖 Qiandao Lake ^[22]	巢湖 Chaohu Lake ^[18]	竺山湖 Zhushan Lake ^[27]	海格湖 Lake Hayq ^[19]
系统总流量/[t/(km ² ·a)] total system throughput	3376.93	24698.27	41003.08	10145.20	39685
总初级生产量/总呼吸量 total primary production/total respiration	1.59	6.51	13.53	2.37	1.05
连接指数 connectance index	0.29	0.26	0.20	0.24	0.21
系统杂食系数 system omnivory index	0.09	0.13	0.09	0.07	0.22
Finn's 循环指数/% Finn's cycling index	34.79	31.01	3.32	29.10	24.69
水域面积/km ² water area	5.56	570	780	57.2	23.2

对滴水湖食物网结构分析发现, TL I 以浮游植物、水生植物与碎屑为主, 作为初级生产者向系统输送物质与能量。浮游植物生物量虽低, 但其 P/B 值较高, 周转速率快, 对水生生态系统的物质循环和能量流动影响显著。碎屑中未循环的有机质在底泥不断积累, 在微生物的作用下分解

释放氮、磷等营养元素, 成为内源性污染的主要成因^[30-31]。这些污染物既阻碍水体富营养化修复进程, 又对放流鱼类的生长产生不利影响, 例如可能导致鱼类疾病频发、生长速度减缓等问题。千岛湖保水渔业的研究同样指出, 初级生产者中未被利用的能量, 大部分以碎屑形式积累, 会导致

湖体营养物质过剩,影响生态系统的稳态平衡^[22]。诸如滴水湖此类的小水体生态系统,由于水体容量小、自净能力弱,内源污染更易破坏生态平衡,恶化水质^[8]。因此,提高 TL I (尤其是碎屑与水生植物)的 EE 值来控制内源污染,为放流鱼类创造良好生长环境,不仅是改善滴水湖生态的关键,也是实现可持续渔业发展的重要方向^[18]。

3.2 放流策略优化

滴水湖作为一个封闭性强、流动性弱的人工湖泊,其特殊的水文条件使得鲢鳙无法完成自然繁殖,种群补充完全依赖于增殖放流。生态容纳量是开展增殖放流活动的重要依据^[5]。当前研究表明,滴水湖鲢鳙生态容纳量为 22.01 t/km^2 , 低于太湖(51.60 t/km^2),这一差异可能与湖泊的浮游生物丰度相关^[13]。值得注意的是,生态容纳量并非静态数值,而是受到水温、营养盐等多种环境因子的综合影响^[6]。作为滴水湖的优势种群,鲢鳙的 EE 值相对较低,这与其在较高生物量水平下捕捞死亡率偏低直接相关^[22]。这一现象表明在维持适度放流规模的同时,需要通过优化捕捞策略来提高资源利用效率。

基于 Ecosim 模型的模拟结果表明,捕捞死亡率以及鲢鳙生物量的变化对滴水湖生态系统产生了显著影响。生态系统要素间的复杂关联,使得渔业活动对生态系统的影响,不仅仅局限于直接作用的物种,还会通过系统内部的联系传递至其他组分。宋兵^[32]对太湖渔业政策的研究表明,加大翘嘴鲌的捕捞死亡率,其饵料生物(新银鱼和虾蟹类)的生物量反而有所降低。本研究亦得到相似的结果,随着鲢鳙捕捞死亡率的增加(S1、S2 和 S3),浮游植物的生物量却不断下降。这可能是由于鲢鳙生物量的减少削弱了对浮游动物的下行控制。这促进了浮游动物生物量的增长,使其对浮游植物的捕食压力加大,导致浮游植物数量显著下降。浮游植物的匮乏限制鲫、鳊等鱼类的食物来源,进而加剧了它们之间的种间竞争,导致其生物量的下降,而这些鱼类是鲢类的主要饵料。因此,渔业系统评估中,不仅要考虑渔业捕捞对生态系统产生的直观性影响,更需深入考量其对生态系统内物种间捕食、竞争关系造成的潜在性、

持续性影响^[32]。随着鲢鳙生物量的增加(S4、S5 和 S6),浮游植物的生物量持续上升,而浮游动物的生物量则呈现下降趋势。鲢通过摄食浮游植物有效抑制蓝藻水华,而鳙则通过捕食浮游动物间接促进浮游植物的生长。然而,目前滴水湖中鳙的比例明显偏高,这种结构失衡可能削弱对藻类的控制效果^[22]。因此,在制定放流策略时,应重点优化鲢鳙的投放比例。此外,模拟结果表明,鲢鳙生物量的增加可能对刀鲚等鱼类造成竞争压力。因此,滴水湖的放流策略应在逐步增加鲢鳙生物量的同时,优化两者的放养比例,并结合捕捞强度的调控与多营养级的协同放流,通过适当补充中低营养级鱼类(如鲤、鲫等)来优化食物网结构,从而提升生态系统的整体稳定性。同时,应建立动态监测体系,并考虑环境变化的适应性放流。

3.3 总结与展望

本研究通过构建滴水湖 Ecopath 模型,评估了滴水湖生态系统现状与鲢鳙生态容纳量,并模拟了放流策略的影响。结果明确其生态系统总流量低、成熟度不足等特征,鲢鳙生态容纳量为 22.01 t/km^2 ,证实当前鲢鳙放流量仍有一定的增殖空间,但需优化鲢鳙投放比例与实行多营养级放流,以增强生态系统稳定性。这些发现为城市小水体增殖放流提供了可操作的量化策略。但该研究仍存在一定的局限性。一方面,脆弱性参数(vulnerability)的设置存在不确定性,由于缺乏长期观测数据支撑,本研究未能对脆弱性参数进行时间序列拟合验证,直接采用 Ecosim 系统的默认参数值(默认值=2),这种处理方式虽然遵循了同类研究的常规做法,但可能忽略特定生态系统的空间异质性和时间动态特征^[9,33];另一方面,模型未充分考虑捕食者食性组成的动态调整,模拟时未考虑食物网矩阵的潜在变化,但捕食者通常会依据饵料的丰富度和可获取性来调整摄食策略^[34]。因此在未来的研究中,亟需结合长期跟踪监测数据,优化模型参数,提升 Ecosim 模型在生态系统模拟中结果的准确性,并开展长期放流效果评估,以进一步完善滴水湖放流方案。

参考文献:

- [1] Xiong W, Sun X Y, Huang Y. Assessment of an ecosystem restoration project and evaluation of ecosystem services for a small urban lake in Wuhan, China[J]. Journal of Hydroecology, 2020, 41(2): 29-35. [熊文, 孙晓玉, 黄羽. 城市静态小水体生态修复措施与生态服务价值评估研究[J]. 水生态学杂志, 2020, 41(2): 29-35.]
- [2] Mo J Y, Zhong P, Liu Z W. Effects of ecological restoration on the sediment phosphorus form and the water phosphorus concentration in a shallow lake[J]. Chinese Journal of Applied and Environmental Biology, 2016, 22(2): 320-325. [莫家勇, 钟萍, 刘正文. 生态修复对浅水湖泊沉积物磷形态特征及湖水磷浓度的影响[J]. 应用与环境生物学报, 2016, 22(2): 320-325.]
- [3] Chen J, Liu J R, Han S P, et al. Nontraditional biomanipulation: A powerful ecotechnology to combat cyanobacterial blooms in eutrophic freshwaters[J]. The Innovation Life, 2023, 1(3): 100038.
- [4] Xie P, Chen J, Liu J R. A regime shift from cyanobacterial steady state to non-cyanobacterial one by using nontraditional biomanipulation—a whole lake testing experiment in Lake Donghu, Wuhan[J]. Journal of Lake Sciences, 2023, 35(1): 1-13. [谢平, 陈隽, 刘佳睿. 非经典生物操纵驱动从水华向非水华的稳态转化——来自武汉东湖的全湖验证实验[J]. 湖泊科学, 2023, 35(1): 1-13.]
- [5] Han D Y, Kindong R, Wang W, et al. Effects of jellyfish and black seabream releasing on marine ecosystems: A mass balance approach for the coastal area of southern Zhejiang, China[J]. Ocean & Coastal Management, 2024, 248: 106948.
- [6] Zhang C L, Xu B D, Xue Y, et al. Fisheries stock enhancement assessment: Progress and prospect[J]. Journal of Fisheries of China, 2022, 46(8): 1509-1524. [张崇良, 徐宾铎, 薛莹, 等. 渔业资源增殖评估研究进展与展望[J]. 水产学报, 2022, 46(8): 1509-1524.]
- [7] Chen Y, Yuan L, Hu J Y, et al. Seasonal variation of phytoplankton community and its relationship with environmental factors in the influent rivers of Dishui Lake[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2023, 45(6): 142-151. [陈燕, 袁林, 胡靖央, 等. 滴水湖入湖河道浮游植物群落季节变化及其与环境因子的关系[J]. 海洋湖沼通报, 2023, 45(6): 142-151.]
- [8] Xun Z L, Yuan L, Xue J Z, et al. Seasonal changes of phytoplankton community in the Dishui Lake[J]. Transactions of Oceanology and Limnology, 2021, 43(5): 121-126. [荀政良, 袁林, 薛俊增, 等. 滴水湖浮游植物群落季节变化[J]. 海洋湖沼通报, 2021, 43(5): 121-126.]
- [9] Heymans J J, Coll M, Link J S, et al. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management[J]. Ecological Modelling, 2016, 331: 173-184.
- [10] Christensen V, Walters C J. Ecopath with Ecosim: Methods, capabilities and limitations[J]. Ecological Modelling, 2004, 172(2-4): 109-139.
- [11] Stock A, Murray C C, Gregr E J, et al. Exploring multiple stressor effects with Ecopath, Ecosim, and Ecospace: Research designs, modeling techniques, and future directions[J]. Science of the Total Environment, 2023, 869: 161719.
- [12] Ritambhara Swain P, Kumar Parida P, Panikkar P, et al. An Ecopath perspective on the maximum sustainable yield of a macrophyte infested wetland in Eastern India[J]. Ecological Indicators, 2023, 155: 111002.
- [13] Zhao X H, Xu D P, Ren L, et al. Assessment of the ecological carrying capacity of silver and bighead carp in the Taihu Lake based on Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(6): 785-795. [赵旭昊, 徐东坡, 任洸, 等. 基于 Ecopath 模型的太湖鲢鳙生态容量评估[J]. 中国水产科学, 2021, 28(6): 785-795.]
- [14] Fan Z Y, Bai X L, Xu J C, et al. Analysis of ecological system characteristics and ecological capacity of *Hypophthalmichthys molitrix* and *Aristichthys nobilis* in the Weishui Reservoir based on Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2021, 28(6): 773-784. [范泽宇, 白雪兰, 徐聚臣, 等. 基于 Ecopath 模型的淮水水库生态系统特征及鲢、鳙生态容量分析[J]. 中国水产科学, 2021, 28(6): 773-784.]
- [15] Wang T, Zhang H, Zhang H, et al. Ecological carrying capacity of Chinese shrimp stock enhancement in Haizhou Bay of East China based on Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2016, 23(4): 965-975. [王腾, 张贺, 张虎, 等. 基于营养通道模型的海州湾中国明对虾生态容纳量[J]. 中国水产科学, 2016, 23(4): 965-975.]
- [16] Christensen V, Pauly D. ECOPATH II—a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics[J]. Ecological Modelling, 1992, 61(3-4): 169-185.
- [17] Pauly D. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries[J]. ICES Journal of Marine Science, 2000, 57(3): 697-706.
- [18] Liu E S, Li Y K, Zang R W, et al. A preliminary analysis of the ecosystem structure and functioning of Lake Chaohu based on Ecopath model[J]. Journal of Fisheries of China, 2014, 38(3): 417-425. [刘恩生, 李云凯, 臧日伟, 等. 基于 Ecopath 模型的巢湖生态系统结构与功能初步分析[J]. 水产学报, 2014, 38(3): 417-425.]
- [19] Fetahi T, Schagerl M, Mengistou S, et al. Food web structure and trophic interactions of the tropical highland lake Hayq,

- Ethiopia[J]. *Ecological Modelling*, 2011, 222(3): 804-813.
- [20] Gayanilo F C Jr, Sparre P, Pauly D. FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II). Revised Version. User's Guide[M]. Rome: FAO. 2005: 168.
- [21] Palomares M L D, Pauly D. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity[J]. *Marine and Freshwater Research*, 1998, 49(5): 447.
- [22] Deng Y, Zheng Y C, Chang J B. Evaluation of the effect of stocking silver carp and bighead carp on the ecosystem of Qiandao Lake using Ecopath model[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(16): 6853-6862. [邓悦, 郑一琛, 常剑波. 利用 Ecopath 模型评价鲢鳙放养对千岛湖生态系统的影响[J]. *生态学报*, 2022, 42(16): 6853-6862.]
- [23] Yu J, Liu J R, Wang L, et al. Analysis on the structure and function of Lake Qiandao based on Ecopath model[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2021, 45(2): 308-317. [于佳, 刘佳睿, 王利, 等. 基于 Ecopath 模型的千岛湖生态系统结构和功能分析[J]. *水生生物学报*, 2021, 45(2): 308-317.]
- [24] Jiang W M, Gibbs M T. Predicting the carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model[J]. *Aquaculture*, 2005, 244(1-4): 171-185.
- [25] Post D M. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions[J]. *Ecology*, 2002, 83(3): 703-718.
- [26] Hussey N E, Kessel S T, Aarestrup K, et al. ECOLOGY. Aquatic animal telemetry: A panoramic window into the underwater world[J]. *Science*, 2015, 348(6240): 1255642.
- [27] Zar J H. Biostatistical Analysis[M]. India: Pearson Education, 1999: 663.
- [28] Li C H, Xian Y, Ye C, et al. Wetland ecosystem status and restoration using the Ecopath with Ecosim (EWE) model[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 658: 305-314.
- [29] Coll  ter M, Valls A, Guitton J, et al. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository[J]. *Ecological Modelling*, 2015, 302: 42-53.
- [30] Feng D X, Chen L, Li Y K, et al. Structure and energy flow of Dianshan Lake ecosystem based on the Ecopath model[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2011, 18(4): 867-876. [冯德祥, 陈亮, 李云凯, 等. 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[J]. *中国水产科学*, 2011, 18(4): 867-876.]
- [31] Li Y K, Liu E S, Wang H, et al. Analysis on the ecosystem structure and function of Lake Taihu based on Ecopath model[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2014, 25(7): 2033-2040. [李云凯, 刘恩生, 王辉, 等. 基于 Ecopath 模型的太湖生态系统结构与功能分析[J]. *应用生态学报*, 2014, 25(7): 2033-2040.]
- [32] Song B. Ecosystem modeling study on the fishery and environment of Taihu Lake[D]. Shanghai: East China Normal University, 2004. [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.]
- [33] Susini I, Todd V L G. Predictive capacity of Ecopath with Ecosim: Model performance and ecological indicators' response to imprecision[J]. *Environmental Modelling & Software*, 2021, 143: 105098.
- [34] Layman C A, Araujo M S, Boucek R, et al. Applying stable isotopes to examine food-web structure: An overview of analytical tools[J]. *Biological Reviews*, 2012, 87(3): 545-562.

Assessment of potential ecological effects of biomanipulation strategies in small water bodies based on EwE model: A case study of Dishui Lake in Shanghai Lingang

YE Leixu¹, ZHANG Wei², LI Yunkai^{1, 3, 4*}

1. College of Marine Living Resource Sciences and Management, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

3. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai 201306, China;

4. National Engineering Research Center for Oceanic Fisheries, Shanghai 201306, China

Abstract: Small urban water bodies serve multiple functions within urban ecosystems. However, they often experience significant external pollution and possess limited self-purification capability. The Dishui Lake in Shanghai is a typical urban lentic system, and encounters various ecological challenges. Since 2007, the local authorities have implemented a systematic biomanipulation program, aiming at improving the water quality by enhancing the stock of filter-feeding fish like silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) and bighead carp (*Aristichthys nobilis*). Yet, due to the lack of understanding on some key scientific issues such as the current state of the ecosystem, ecological carrying capacity, and the optimization of stock enhancement strategies, the effect of the stock enhancement has not been satisfactory. This study encompasses three primary research components: (1) a quantitative analysis of the current ecosystem structure; (2) a quantitative assessment of the ecological carrying capacity of silver carp and bighead carp; and (3) a prediction of the effects of different strategies on the ecosystem. Related findings are expected to provide a significant foundation for the optimization of stocking strategies in the Dishui Lake, as well as similar urban water bodies. This study was conducted utilizing the Ecopath with Ecosim (EwE) model, which is adept at simultaneously simulating both the static characteristics (Ecopath) and the dynamic processes (Ecosim) of the ecosystem. Primary data for the model were obtained from ecological surveys conducted in the Dishui Lake during 2023 to 2024, while model parameters that were challenging to measure directly were supplemented with reference data from analogous lakes. Importantly, stable isotope analysis was employed to refine the food matrix. Subsequently, an Ecopath model including 15 functional groups was developed for the Dishui Lake to evaluate the status of the ecosystem along with the ecological carrying capacity of silver carp and bighead carp. Ecosim was employed to simulate the potential ecological impacts of various biomanipulation scenarios within the ecosystem. The findings indicated that trophic levels of the 15 functional groups varied between 1.00 and 3.50, while the ecotrophic efficiency ranged from 0.12 to 0.98. The total system throughput for the Dishui Lake was calculated at 3376.93 t/(km²·a), with a ratio of total primary production to total respiration of 1.59. The connectance index (0.29) and the system omnivory index (0.09) suggested that the ecosystem is at an immature developmental stage. Trophic levels derived from stable isotope analysis exhibited strong correlations with those estimated from Ecopath ($R^2=0.88$, $P<0.01$), validating the reliability of the food matrix. The ecological carrying capacity of silver carp and bighead carp was estimated at 22.01 t/km², which was approximately 1.33 times the current biomass. The Ecosim simulation results indicated that increase in the fishing mortality of silver carp and bighead carp would indirectly reduce the biomass of top predators. When the biomass of silver carp and bighead carp reached their ecological carrying capacity, it significantly impacted phytoplankton and zooplankton communities. The current predominance of bighead carp over silver carp was found to be suboptimal for effective algal control. Notwithstanding limitations including parameter uncertainty and unaccounted predator diet plasticity, this study suggests: a gradual increase in the biomass of silver carp and bighead carp; the optimization of the stocking ratios between silver carp and bighead carp; the implementation of integrated management strategies which combine controlled harvesting with multi-trophic stock enhancement; and the establishment of adaptive monitoring protocols. These findings provide a scientific foundation for optimizing biomanipulation strategies in the Dishui Lake and similar urban lentic systems.

Key words: Ecopath with Ecosim; stable isotope analysis; ecological carrying capacity; Dishui Lake

Corresponding author: LI Yunkai. E-mail: ykli@shou.edu.cn