

DOI:10.3876/j.issn.1000-1980.2026.02.009

基于 Ecopath 模型的木兰溪河口生态系统营养结构和能量流动分析

王雨阳¹, 李 轶^{2,3}, 牛丽华^{2,3}, 王龙飞^{2,3}, 郑金海^{3,4}

(1. 河海大学水文水资源学院; 2. 河海大学环境学院; 3. 木兰溪生态河湖研究院; 4. 河海大学港口海岸与近海工程学院)

摘要: 基于 2022 年生态调查数据, 构建了木兰溪河口与其上下游对照区(河流区和海湾区)的 Ecopath 模型, 比较分析了 3 个生态系统的营养结构、能量流动特征和系统总体特征。结果表明: 木兰溪河口、河流和海湾生态系统营养结构均呈金字塔形, 结构复杂程度由低到高依次为河流、河口、海湾; 3 个生态系统中能量流动主要集中在营养级 I ~ III 中, 能流占比均在 99% 以上; 河口生态系统总能量转化效率(TE)偏低(0.9%); 底栖动物和浮游植物是影响河口生态系统的关键营养群落; 木兰溪河口的初级生产量与呼吸量比值(3.33)、Finn's 循环指数(0.085)和 Finn's 平均路径长度(2.683)介于河流和海湾之间, 而连接指数(0.32)、杂食性指数(0.051)最小, 说明河口生态系统尚处于不成熟、不稳定阶段; $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 COD_{Mn} 的增加可能会影响生态系统的成熟度和复杂性; 建议通过实施合理有效的水环境治理措施改善水质, 通过适度增加草食性鱼类和肉食性鱼类的增殖放流数量和种类提高河口生态系统的成熟度和稳定性。

关键词: 营养结构; 能量流动; 生态系统特征; Ecopath 模型; 木兰溪河口

Analysis of trophic structure and energy flow in ecosystem of the Mulan River Estuary based on Ecopath model

Wang Yuyang¹, Li Yi^{2,3}, Niu Lihua^{2,3}, Wang Longfei^{2,3}, Zheng Jinhai^{3,4}

(1. College of Hydrology and Water Resources, Hohai University;

2. College of Environment, Hohai University;

3. Research Institute of Mulan Ecological River;

4. College of Harbor, Coastal and Offshore Engineering, Hohai University)

Abstract: Based on the ecological survey data in 2022, the Ecopath models of the Mulan River Estuary and its upstream and downstream control areas (river area and bay area) were constructed, and the trophic structures, energy flow characteristics, and overall system characteristics of the three ecosystems were comparatively analyzed. The results indicate that the trophic structures of the Mulan River Estuary, river, and bay ecosystems are all pyramid-shaped, and the structural complexity from low to high is river, estuary, and bay, successively; the energy flows in the three ecosystems are mainly concentrated in trophic levels I - III, with energy flow proportions all above 99%; the total energy transfer efficiency (TE) of the estuary ecosystem is relatively low (0.9%); benthos and phytoplankton are the key trophic communities affecting the estuary ecosystem; the ratio of primary production to respiration (3.33), Finn's cycling index (0.085), and Finn's mean path length (2.683) of the Mulan River Estuary are between those of the river and the bay, while the connectance index (0.32) and system omnivory index (0.051) are the smallest, indicating that the estuary ecosystem is still in an immature and unstable stage; the increases in $\text{NO}_3\text{-N}$ and COD_{Mn} may affect the maturity and complexity of the ecosystems; it is recommended to improve water quality by implementing reasonable and effective water environment treatment measures and to improve the maturity and stability of the estuary ecosystem by moderately increasing the stock enhancement and release quantity and species of herbivorous and carnivorous fishes.

Key words: trophic structure; energy flow; ecosystem characteristic; Ecopath model; the Mulan River Estuary

河口是物质转化与生物相互作用的热点区域, 具有重要的社会与生态系统服务功能, 也是最具生产力的生态系统之一^[1]。河口作为连接河流与海洋的过渡带, 受径流和潮汐的共同影响, 具有复杂的水文和水环

基金项目: 国家重点研发计划项目(2024YFC3214400); 国家自然科学基金项目(52170158)

作者简介: 王雨阳(2000—), 女, 硕士研究生, 主要从事水生态保护与修复研究。E-mail: hhuwyjy@163.com

通信作者: 李轶(1975—), 男, 教授, 博士, 主要从事水环境保护与生态修复研究。E-mail: envly@hhu.edu.cn

境特征^[2],也是全球最脆弱和敏感的生态区之一。近年来,随着城市化进程加快和人类活动加剧,河口面临污染负荷增加、栖息地退化、过度捕捞等问题^[3],可能逐步引起河口区生物群落结构变化和生物完整性降低^[4],导致生态系统功能退化和稳定性降低,最终制约河口区域经济和社会发展^[5]。因此,有必要对河口生态系统的稳定性进行评估,加强河口的生态治理。

Ecopath 模型通过分析生态系统结构和量化各功能组间能量流动来指示生态系统稳定性,是研究水生态系统结构和功能特征的核心工具之一^[6]。国内外学者已使用 Ecopath 模型对河流、湖泊、海湾以及河口等多种水生态系统进行广泛的生态学研究。通过定性、定量分析不同水域生态系统的食物网结构和能量流动的时空变化特征^[6-8],辨识环境压力问题,提出生态修复策略。例如,鲁浩天等^[6]对比分析了清渭河春、夏季生态系统特征,筛选出浮游植物、软体动物和翘嘴鲇为关键功能组,并提出限制浮游植物优势种生长、加大对软体动物捕食压力、恢复翘嘴鲇等生态修复意见。受人类活动的差异化影响,同一水域不同区域的生态系统结构和能量流动特征会发生不同程度的演变,呈现一定的空间差异性。因此,临近水域的对比分析,也是辨识生态系统退化环境压力的途径之一,但此类研究还相对较少。

作为我国东南沿海诸河的典型代表,木兰溪是莆田市的“母亲河”,被莆田市人民政府列为重点流域和饮用水源保护区,同时也是中国“十四五”规划中重要的水环境修复对象^[9]。近年来,受海潮顶托作用和主城区排污、围垦、水产养殖等人类活动的综合影响,木兰溪河口生态系统退化明显,河口生态问题亟须进一步改善提升。以往对木兰溪河口生态系统的研究主要集中在浮游植物^[10]、微生物群落结构^[11]及其驱动的物质转化过程^[12]等单一类群结构和功能水平,尚未开展木兰溪河口多营养级生物群落结构和能量流动特征的研究,限制了对木兰溪河口生态系统发育成熟度和稳定性特征的认识。

本文基于 2022 年在木兰溪下游获取的生态系统调查数据,构建木兰溪河口生态系统的 Ecopath 模型,分析该生态系统结构、能量流动、混合营养效应以及系统总体特征,以此反映生态系统稳定性状况。此外,通过与其上下游河流和海湾生态系统 Ecopath 模型对比,辨识影响木兰溪河口生态系统营养结构和稳定性变化的关键环节,旨在为河口生态系统修复提供科学依据。

1 研究区概况与样品采集

1.1 研究区概况

本文研究区为木兰溪河口区,并以河口上下游的河流区和海湾区为对照区。河口区长约 26 km,氮磷含量较高,有水体富营养化风险;潮间带动物生境萎缩,天然鱼虾蟹贝减少^[13]。河流区长约 4 km,水质相对较好,木兰陂的阻隔导致水体中鱼类资源较少。海湾区长约 5 km,港口和围垦工程的实施导致有机污染物浓度相对较高,水质较差;但由于其是莆田市重要水产养殖基地,水生生物资源相对丰富。2022 年 8 月对木兰溪河口、河流和海湾区进行生态调查,结合地理、生境和水质等环境因素,在 3 个水域分别设置 3 个、1 个和 1 个调查点(图 1)。

1.2 样品采集

在每个调查点,采集 1 000 mL 水样并立即用 1.5% 浓度的鲁哥氏液固定,用于浮游植物和小型浮游动物(原生动物和轮虫)定量测量^[14]。采集 15 L 水,通过 200 目浮游生物网过滤浓缩至 100 mL 后使用浓度 40% 的甲醛固定,用于大型浮游动物(枝角类和桡足类)定量测量。采集上层底泥(30 cm 深)3 次,通过 20 目筛网筛洗过滤后除去叶片、石块等杂物,剩余物装入无菌保藏袋并用无水乙醇固定(终浓度约 75%),用于底栖动物的测定。对于水生高等植物,用水草定量夹(0.25 m²)采集沉水植物、漂浮植物和浮叶植物,利用采样方框(1 m²)沿岸从植物基部收割挺水植物,将采集的植物装入标本袋。使用兜网捕获鱼类,现场进行体长和体重的测量以及种类鉴定,并与当地渔民交谈,记录调查区内鱼类的种类、数量以及现有资源量。所有采集的样品带回实验室进行分类鉴定和生物量测量。

在每个调查点,使用便携式水质分析仪(HACH HQ30d)原位测定溶解氧(DO)浓度。同时,采集 500 mL

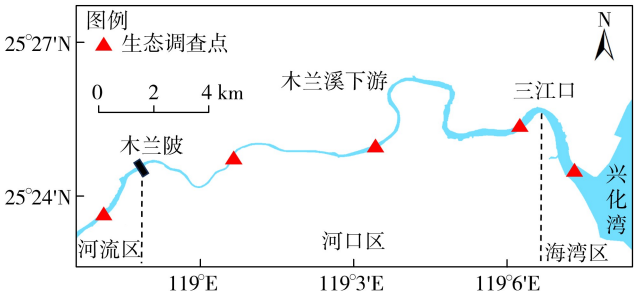


图 1 研究区生态调查点分布

Fig. 1 Distribution of ecological survey sites in study area

水样送回实验室,按国家标准方法测定总磷(TP)、总氮(TN)、氨氮(NH₃-N)、硝酸盐氮(NO₃-N)和高锰酸盐指数(COD_{Mn})。

2 Ecopath 模型构建

2.1 模型原理

Ecopath 模型是以生物量数据为基础,以能量守恒和物质平衡为原理,用一组线性联立方程定义一个生态系统,要求能够量化生态系统中所有功能组间的物质能量流动^[15],公式为:

$$B_i(P_i/B_i)E_{Ei} = \sum_{j=1}^n B_j(Q_i/B_j)D_{c,ij} + Y_i + B_{Ai} + E_i$$

(1)

式中: i,j 分别为被捕食者和捕食者功能组, $j=1,2,\cdots,n$; B 为生物量; P 为生产量; Q 为消耗量; E_E 为营养转换效率; $D_{c,ij}$ 为被捕食者占捕食者功能群的食物比例; Y 为捕捞量; B_A 为生物累积量; E 为迁出率。

Ecopath 模型需要 4 个基本输入参数,即 $B/P/B/Q/B/E_E$ 中的任意 3 个以及 D_c 。通常使用 $B/P/B$ 和 Q/B 估算 E_E ,但在功能组生物量数据缺失的情况下,可以将 E_E 设置为 0.95 来计算生物量^[16]。

2.2 功能组划分及参数确定

结合 2022 年生物调查数据,根据生物食性和分类类群对功能组进行初步划分,河口、河流和海湾生态系统分别划分为 13 个、11 个和 15 个功能组,各功能组物种组成见表 1,所有功能组基本覆盖各生态系统流动的全过程。

表 1 Ecopath 模型功能组划分及其参数
Table 1 Division and parameters of functional groups of Ecopath model

功能组	组成	营养级			$B/(t/km^2)$			E_E		
		河流生态系统	河口生态系统	海湾生态系统	河流生态系统	河口生态系统	海湾生态系统	河流生态系统	河口生态系统	海湾生态系统
浮游植物	硅藻、甲藻、蓝藻、绿藻等	1.00 *	1.00 *	1.00 *	4.700	4.650	4.800	0.130 *	0.248 *	0.650 *
水生高等植物	芦苇、海三棱藨草、互花米草	—	1.00 *	1.00 *	—	305.700	101.200	—	0.001 *	0.010 *
小型浮游动物	原生动物、轮虫	2.00 *	2.00 *	2.00 *	0.250	0.790	2.890	0.860 *	0.683 *	0.720 *
枝角类	溞科、盘肠溞科、仙达溞科	2.03 *	2.00 *	2.03 *	0.185	0.350	2.350	0.340 *	0.528 *	0.200 *
桡足类	剑水蚤目、无节幼体	2.03 *	2.00 *	2.03 *	0.089	0.370	0.810	0.640 *	0.508 *	0.610 *
寡毛类	水丝蚓	2.01 *	2.01 *	2.01 *	1.332	1.510	9.810	0.040 *	0.659 *	0.100 *
多毛类	沙蚕	—	2.05 *	2.07 *	—	1.150	2.780	—	0.912 *	0.950 *
其他底栖动物	弹涂鱼幼苗、中华螺赢蜚	2.02 *	2.02 *	2.02 *	0.123	15.760	6.640	0.700 *	0.015 *	0.110 *
软体动物	中华圆田螺	—	—	2.31 *	—	—	0.740	—	—	0.630 *
蟹	宽身大眼蟹、淡水泥蟹	2.26 *	2.31 *	2.04 *	3.200	5.480	25.000	0.640 *	0.305 *	0.080 *
滤食性鱼类	鲢鱼、鳙鱼	2.02 *	2.12 *	2.13 *	0.002 *	0.002 *	0.034 *	0.950	0.950	0.950
杂食性鱼类	罗非鱼、弹涂鱼	2.24 *	2.30 *	2.39 *	0.002 *	0.002 *	0.040 *	0.950	0.950	0.950
肉食性鱼类	花鲈、胡子鲇	2.29 *	3.08 *	3.09 *	0.030	0.030	0.163 *	0.004 *	0.004 *	0.950
水鸟	白鹭、苍鹭	—	—	3.51 *	—	—	0.020	—	—	0.000 *
碎屑	碎屑	1.00 *	1.00 *	1.00 *	30.190	23.610	30.810	0.250	0.357 *	0.820 *

注: * 代表模型计算参数。

各功能组的生物量主要来自水生生物资源现状调查、Ecopath 模型计算和参考文献^[17-20]。浮游植物和浮游动物生物量通过藻类和浮游动物自动分类计数仪(AlgaeAC+ZooCC-22PF4,万深)进行计算,底栖动物和水生高等植物生物量通过实验室称重获取。每个调查点只能捕捞少量的花鲈或胡子鲇,因而肉食性鱼类的生物量根据称重进行估算。根据采访调查,调查区内也存在少量草鱼、白鲢、鳙鱼等鱼类资源,因而其余鱼类功能组生物量通过设定 E_E 为 0.95 通过 Ecopath 模型计算。在调查中观测到海湾区存在水鸟,但不便进行生物量测量,其生物量参考相近纬度的 Suwannee 河口(0.02)^[21]。 $P/B/Q/B$ 以及 D_c 主要来自已发表的相似生态系统的 Ecopath 模型数据^[18-20]。

2.3 模型调试及质量评价

Ecopath 模型调试的目的是使生态系统的能量输入和输出保持平衡^[22],平衡的基本条件是所有功能组的 $E_E \leq 1$ ^[23],大部分功能组的食物转化效率(P/Q)应处于 0.1~0.3 的合理范围内^[24]。通过系谱指数评估 Ecopath 模型的质量和可靠性,其数值范围在 0~1 之间,数值越大,表明模型质量越高,模拟结果越可靠^[25]。

2.4 评价指标

为评估木兰溪河口、河流和海湾生态系统营养结构、能量流动及总体特征的空间差异,分别对营养结构指标、能量流动参数、生态系统规模评价指标、生态系统成熟度指标和食物网复杂性指标进行比较。营养结构指标包括群落平均营养级、最高营养级和鱼类最高营养级。能量流动参数包括能流占比、被摄食量、流向碎屑量和能量转化效率(TE)。生态系统规模评价指标包括总消耗量(TQ)、总呼吸量(TR)、总生产量(GP)、总能流(TST)和流向碎屑总量(FD)。生态系统成熟度指标包括总初级生产力与总呼吸量的比值(TPP/TR)、Finn’s 循环指数(FCI)和平均路径长度(FMPL)。食物网复杂性指标包括连接指数(CI)和系统杂食性指数(SOI)。

3 结果与分析

3.1 生态系统营养结构特征分析

本文构建的木兰溪河口、河流和海湾生态系统 Ecopath 模型的系谱指数分别为 0.477、0.447 和 0.462。与 Coll  ter 等^[26]汇总的 433 个 Ecopath 模型系谱指数(0.137~0.743)相比处于中上等水平,模型质量较好,参数可信度较高。 E_e 均小于 1(表 1),大多数功能组的 P/Q 在范围 0.1~0.3 内(图 2),模型达到平衡状态。

总体上,木兰溪河口、河流和海湾生态系统营养结构呈金字塔形,营养结构复杂程度由低到高为河流生态系统、河口生态系统、海湾生态系统。各生态系统功能组的生物量均随营养级的升高而降低。从系统最高营养级角度看,河流生态系统(2.29)营养结构最简单,河口生态系统(3.08)营养结构较为简单,海湾生态系统(3.51)营养结构相对复杂。从鱼类最高营养级角度看,河流生态系统

(2.29)营养结构最简单,河口生态系统(3.08)和海湾生态系统(3.09)营养结构相近。从群落平均营养级角度看,河口生态系统(1.91)和河流生态系统(1.90)营养结构相近,海湾生态系统(2.04)营养结构最复杂。与海湾生态系统相比,河口生态系统中鱼类资源衰退且小型化严重^[22]导致鱼类最高营养级较低;软体动物和水鸟的缺失限制了河口最高营养级大小,导致营养结构相对简单。与河流相比,多毛类的存在提高了河口中鱼类食源营养水平,进而提高了营养结构复杂度。木兰溪河口生态系统的营养级范围与相近纬度东江(江西段)一致,但最高营养级仍低于大多数河口生态系统(表 2)。一方面,由于木兰溪河口缺乏鱼类生存条件,鱼类资源相对较少,导致营养水平相对较低。另一方面,河口中的基础饵料以浮游植物、浮游动物为主,高营养级生物食源中小型饵料占比高,进而限制了最高营养级大小^[22]。

表 2 木兰溪河口生态系统与其他水域生态系统特征参数比较

水域名称	北纬纬度	营养级范围	生态系统成熟度			食物网复杂性	
			TPP/TR	FCI	FMPL	CI	SOI
木兰溪河口	25°25′	1.00~3.08	3.330	0.085	2.683	0.32	0.051
东江(江西段) ^[27]	25°09′	1.00~2.98	1.450	0.172	3.440	0.31	0.043
闽江口 ^[28]	26°03′	1.00~4.07	4.315	0.014	2.174	0.42	0.214
长江口 ^[8]	31°20′	1.00~4.44	3.200			0.38	0.230
珠江口 ^[29]	22°38′	1.00~3.29	1.639			0.37	0.287

3.2 生态系统能量流动特征

木兰溪河口生态系统中能量流动呈典型的金字塔分布,能量流动主要分布在营养级 I~Ⅲ,营养级 I 中的大部分初级生产量未被利用,直接流向碎屑。木兰溪河口、河流和海湾生态系统中生物量、流向碎屑量、消耗量及总能流均随营养级增加而降低(图 3)。从能流占比角度,河口、河流和海湾生态系统中前 3 个营养级

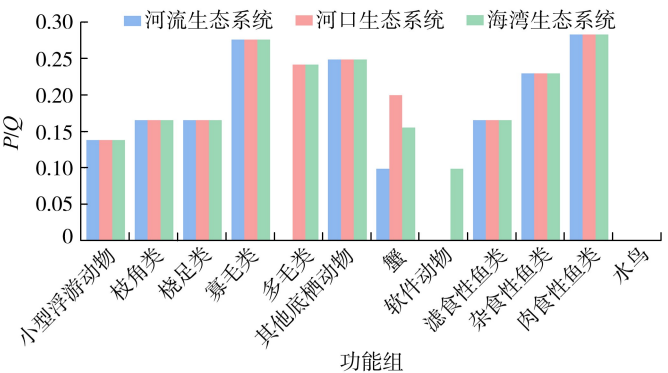


图 2 木兰溪河流、河口和海湾生态系统模型平衡检验
Fig.2 Model balance check of river, estuary, and bay ecosystems of Mulan River ecosystems

占系统总流量的 99.988%、99.995%和 99.935%,说明能量流动主要集中在营养级 I ~ III 中^[30]。从被摄食量角度,木兰溪河口、河流和海湾系统初级生产者的生产量被摄食量占比分别为 17.09%、12.54%和 56.88%,说明河口和河流生态系统中营养级 I 的大部分初级生产量未被充分利用。从流向碎屑量角度,营养级 I 和 II 流向碎屑量占绝对比例,河口生态系统中占比分别为 76.26%和 21.61%,河流生态系统中为 83.31%和 15.15%,海湾生态系统中为 31.75%和 59.42%。河流和河口生态系统中营养级 I 中大部分能量流向碎屑,海湾生态系统中营养级 II 能量未被利用量占比更高。与海湾相比,河口和河流生态系统中浮游动物和底栖动物生物量较少,会导致生态系统对初级生产量的利用效率较低,能量难以向更高营养级流动,最终造成系统下层营养流动阻塞^[6]。

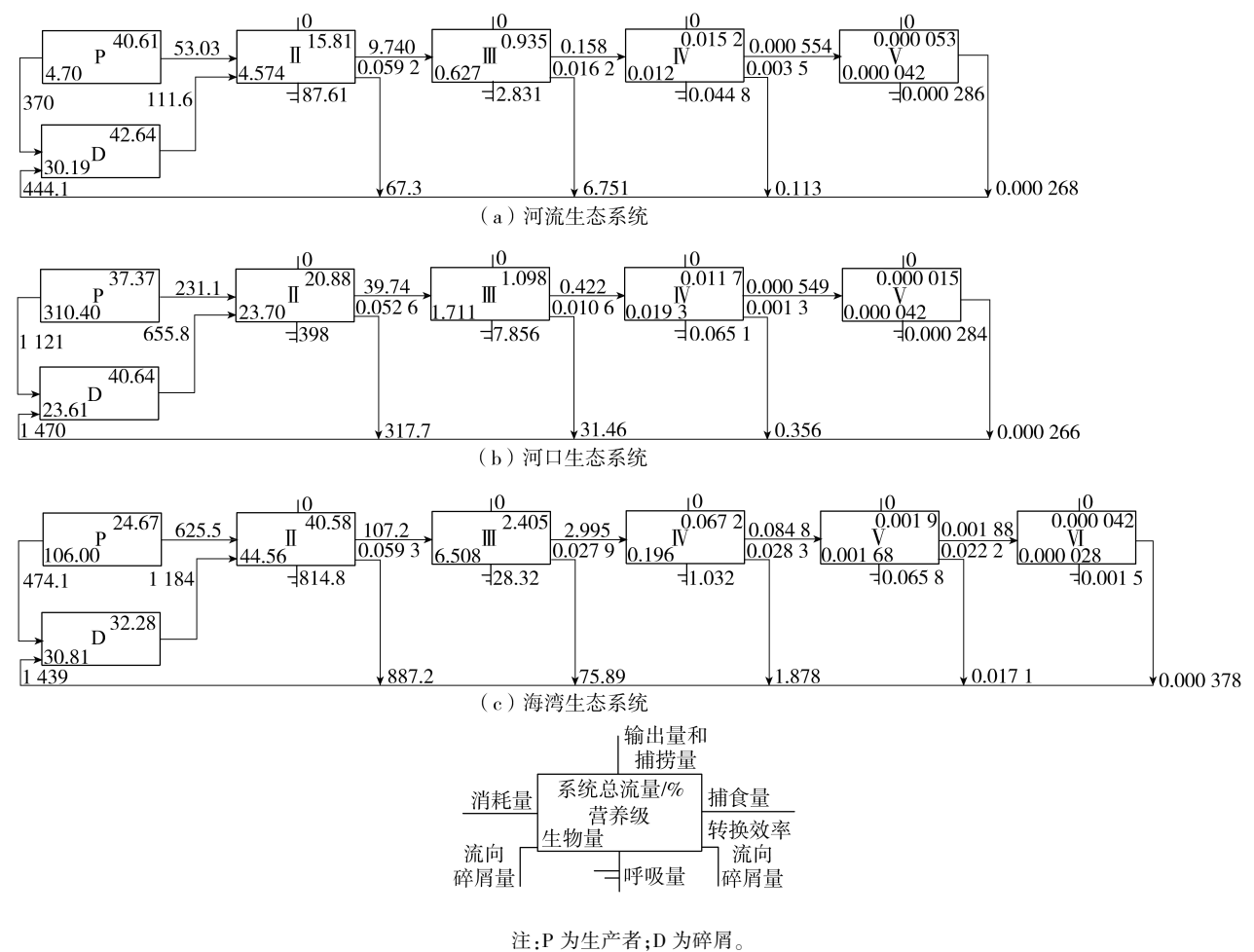


图 3 木兰溪河流、河口和海湾生态系统各营养级间 Lindeman 能量流动图

Fig. 3 Lindeman energy flow diagram between different trophic levels of river, estuary, and bay ecosystems of Mulan River

总体上,木兰溪河口生态系统能量转化效率较低。从各营养级间能量转化效率来看,木兰溪河口生态系统初级生产者、碎屑和总能流至各营养级间的能量转化效率基本小于河流和海湾生态系统(图 4),且小于林德曼转换效率(10%)^[31]。从系统总能量转化效率来看,木兰溪河口生态系统的总能量转化效率(0.9%)偏低,小于河流(1.5%)和海湾(3.6%),三者均显著低于长江口(9.3%)^[32]、厦门湾(15.8%)^[33]等水生生态系统。木兰溪河口、河流和海湾生态系统的能量未被充分利用,河口系统能量利用率最低。木兰溪河口生态系统中营养级 I、II 的能量转化效率仅为 5.26%,营养级 I、II 和 III 流向碎屑的能流占比分别为 30.98%和 8.78%和 0.87%,表明河口食物网的供应大于需求,能量无法转移到高营养级并滞留在营养级 I、II^[27],进而影响整个生态系统的能量流动的效率。系统总能量转化效率偏低可能与渔业资源衰退有关,肉食性鱼类生物量偏低也导致河口低营养级生产量未被充分利用^[34],造成能量传递受阻。唐棣等^[22]对人工渔礁区的研究也发现这一现象,认为低营养级能量无法被高营养级充分利用可能成为系统内源性污染的潜在威胁。

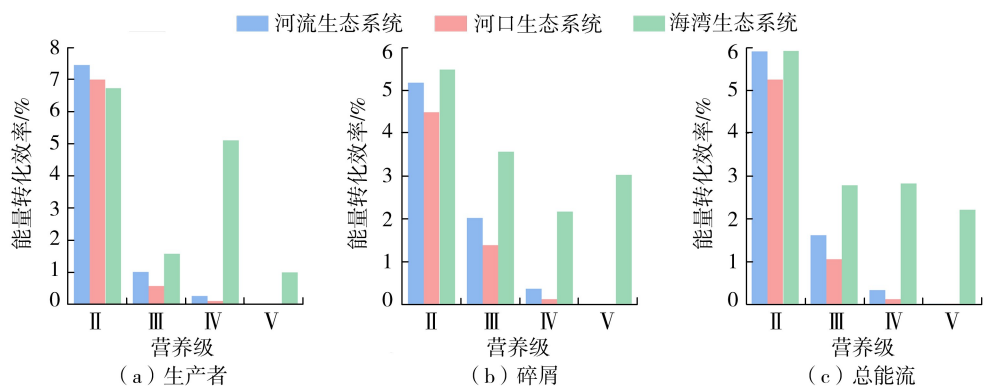
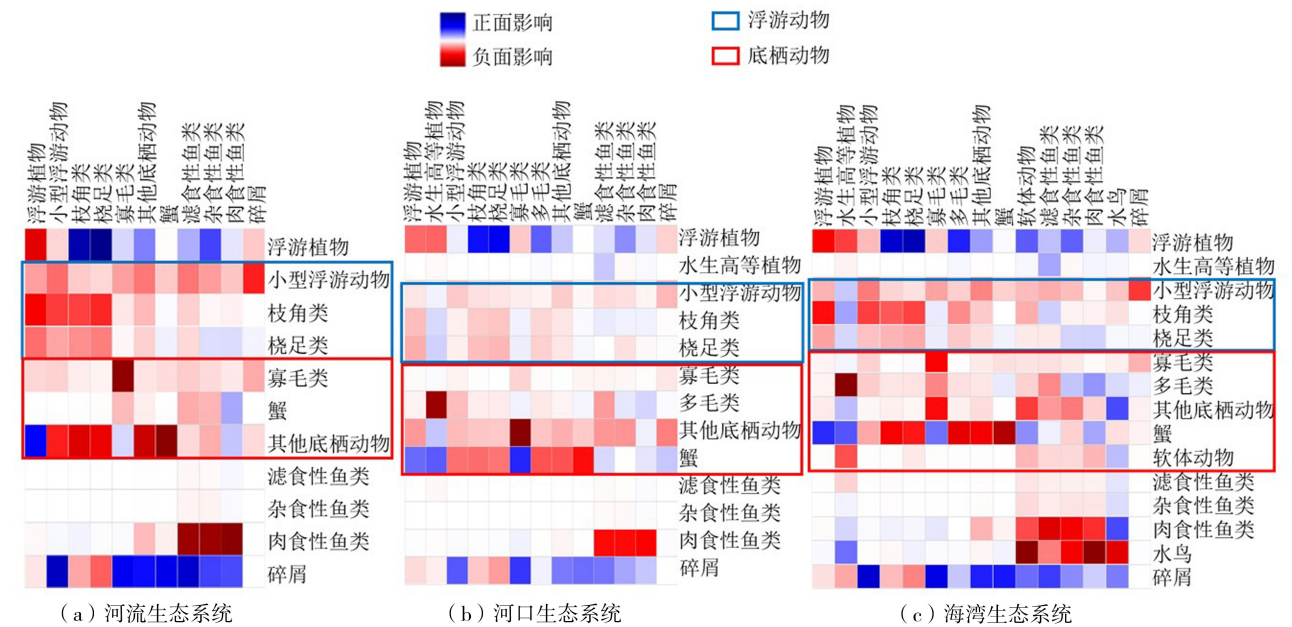


图 4 木兰溪河流、河口和海湾生态系统生产者、碎屑、总能流至各营养级的能量转化效率

Fig. 4 Energy transfer efficiency from producers, detritus, and total energy flow to each trophic level of river, estuary, and bay ecosystems of Mulan River

3.3 混合营养效应和关键种分析

浮游植物对其他功能组的较大正面作用和底栖动物对大部分功能组的负面作用,共同影响木兰溪河口生态系统。混合营养效应显示(图 5),河口、河流和海湾生态系统中浮游和底栖动物对大部分功能组具有负面影响,浮游植物和碎屑均表现出较大的正向影响。与海湾不同,河口和河流中滤食性鱼类和杂食性鱼类对其他功能组几乎没有影响。关键种是生物量变动对生态系统功能组间相互作用影响较大的功能组^[35],能决定群落稳定性和物种多样性^[22]。由图 6 可知,不同区域食物网的营养相互作用存在差异^[27],关键种沿河流-河口-海湾方向有所转变。河口中关键种为底栖动物和浮游植物。学者们对三门湾^[36]、海州湾^[25]等多种水生态系统的研究发现浮游植物能为其他功能组提供能量,对大多数功能组产生积极影响,有利于自下而上控制生态系统^[30],是影响生态系统的关键种。河口底栖动物生物量的增加会威胁浮游动物的生存和加剧种内竞争,最终可能对生态系统产生不利影响。



注:右侧功能群为影响施加者,上侧功能群为影响接收者。

图 5 木兰溪河流、河口和海湾生态系统混合营养影响评价

Fig. 5 Mixed trophic impact assessment of river, estuary, and bay ecosystems of Mulan River

3.4 生态系统总体特征评价

本文通过系统规模和稳定性(成熟度、复杂性)指标表征生态系统总特征(图 7)。在系统规模方面,除 GP 外,TST、TQ 和 TR 的大小均反映河口生态系统规模大于河流但小于海湾生态系统。在稳定性指标方面,TPP/TR 由大到小为河流生态系统(4.67)、河口生态系统(3.33)、海湾生态系统(1.30),均大于 1;FCI 和

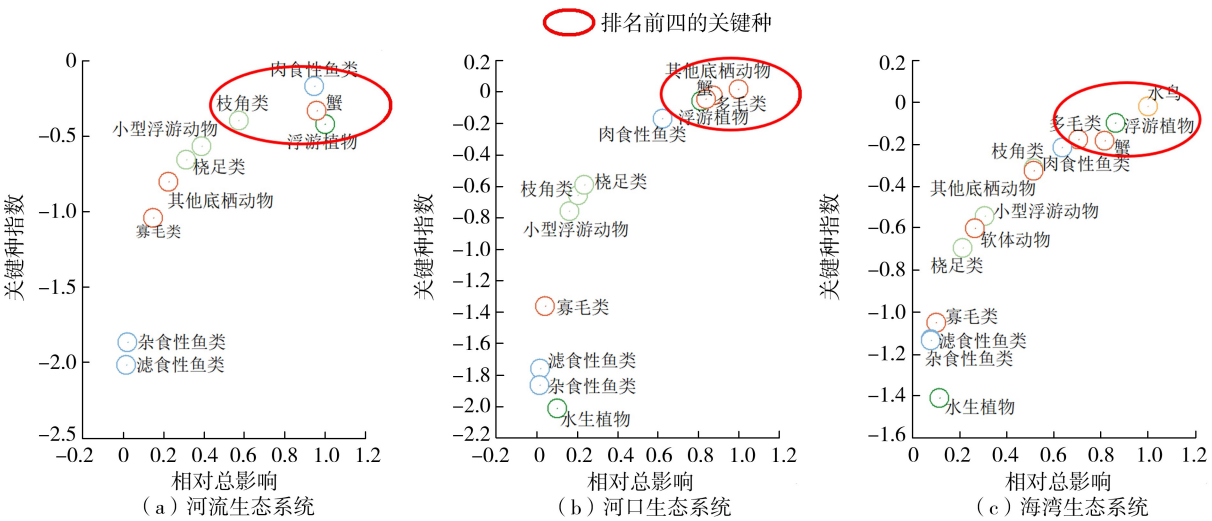


图6 木兰溪河流、河口和海湾生态系统关键种指数分布

Fig. 6 Distribution diagram of keystone index of river, estuary, and bay ecosystems of Mulan River

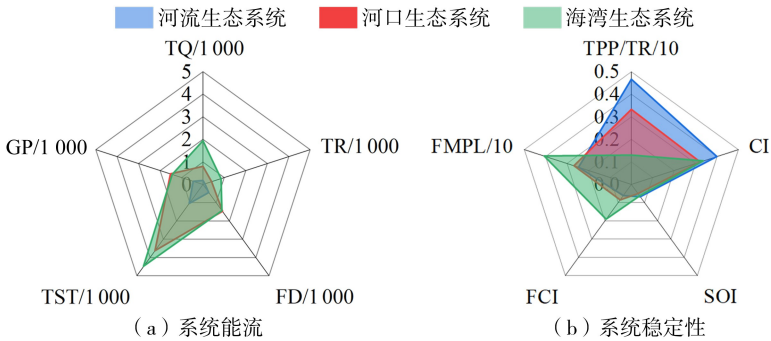


图7 木兰溪河流、河口和海湾生态系统的生态指标雷达图

Fig. 7 Radar chart of ecological indicators of river, estuary, and bay ecosystems of Mulan River

FMPL 由大到小为海湾生态系统(FCI 为 0.190、FMPL 为 4.076)、河口生态系统(FCI 为 0.085、FMPL 为 2.683)、河流生态系统(FCI 为 0.061、FMPL 为 2.470);而 CI 和 SOI 值则由大到小为河流生态系统(CI 为 0.40、SOI 为 0.067)、海湾生态系统(CI 为 0.34、SOI 为 0.063)、河口生态系统(CI 为 0.32、SOI 为 0.051)。一般情况下,TPP/TR 越接近于 1,FCI 值越大,FMPL 越大,生态系统越成熟^[37];CI 和 SOI 越接近于 1,食物网联系越复杂,抵抗外界胁迫的能力越强^[38]。综上,3 个生态系统均处于不成熟状态,且食物网结构均较为简单。木兰溪河口生态系统比河流生态系统成熟,但不及海湾生态系统;河口食物网功能组间联系最简单,而河流食物网最复杂。

木兰溪河口系统复杂性(CI、SOI)与相近纬度的东江相似,但成熟度(TPP/TR)不及东江(表 2),表明木兰溪河口生态系统还有较多剩余能量未被利用,尚处于生物量积累的初始发展阶段。与闽江口、珠江口和长江口等河口生态系统相比,木兰河口生态系统的 CI 和 SOI 值偏低,表明木兰溪河口生态系统食物网复杂程度偏低,物种间联结程度欠佳,抗外界干扰能力较弱,仍处于较不稳定状态^[22]。综上,木兰溪河口生态系统由于营养级 I 和 II 能量转化效率低、鱼类及其他高营养级生物资源量偏低等导致食物链较短和系统再循环的实际通量偏低,营养物质在食物网中流通循环时间较短,削弱了抵抗外界干扰的能力^[6],进而导致木兰溪河口生态系统稳定性偏低。

3.5 环境影响因子识别和修复建议

本文使用 Mantel 检验方法识别影响生态系统稳定性的环境影响因子(图 8)。TPP/TR 与 COD_{Mn} 有显著相关性($p<0.05$),CI 与 NO₃-N 有显著相关性($p<0.05$)。相关学者对典型浅水湖泊^[39]和渭河流域^[40]的研究发现,COD_{Mn} 会影响浮游植物的群落组成结构。郑诚等^[41]对四明湖浮游植物的调查发现,NO₃-N 会影响浮游植物结构动态变化和生长繁殖。河口中 NO₃-N 浓度升高能促进浮游植物的生长繁殖,为初级消费者提

供更丰富的食物来源,有助于改善食物链中高营养级生物的资源状况,提高食物网复杂性。浮游植物的过度增长以及 COD_{Mn} 增加会导致河口缺氧,威胁鱼类等水生生物的生存^[42],导致系统能量利用率下降,进而降低系统成熟度和稳定性。

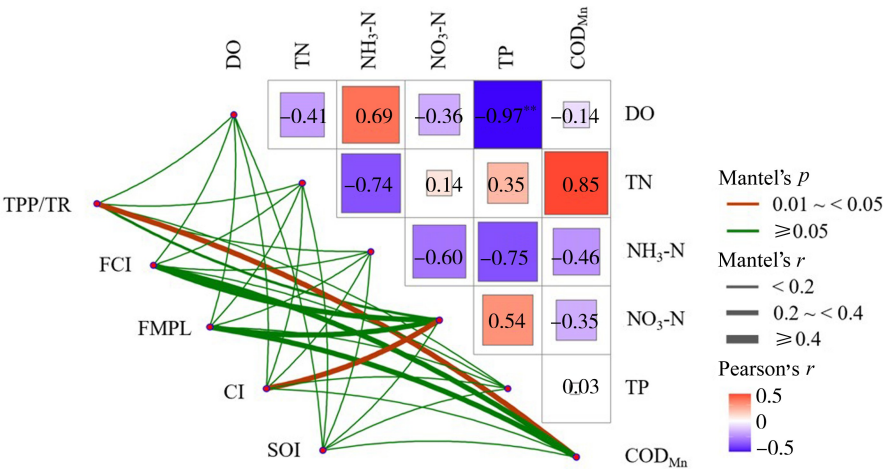


图 8 基于理化因子和系统稳定性指标的 Mantel 检验

Fig. 8 Mantel test based on physicochemical factors and system stability indexes

综上,木兰溪河口生态系统不成熟和不稳定主要是因为:① $\text{NO}_3\text{-N}$ 等营养盐增加导致初级生产者的生产量增加,可能加剧了藻华发生风险;②鱼类资源单一,生物量较少,导致营养级 I 和 II 中生物能量未被充分利用。可通过以下措施来提高生态系统稳定性:①实施合理有效的水环境治理措施,科学治理木兰溪河口污染,提高生态环境质量,改善鱼类栖息地环境^[43];②增殖放流鲢、鳙鱼,不仅能提高对营养级 I 的能量利用效率,有效控制藻华,还有助于净化水质^[44];③增加肉食性鱼类的增殖放流数量和种类,提高营养级 II 向高营养级的能量流动和转化效率,增强食物网复杂性。

4 结 论

- a. 木兰溪河口、河流和海湾生态系统营养结构复杂程度由低到高分别为河流、河口、海湾。3 个系统中超 99% 的总流量集中在营养级 I ~ III,各营养级的生物量、流量以及能量转化效率整体上呈金字塔形分布。木兰溪河口初级生产者、碎屑和总流量至各营养级间 TE 基本均小于河流和海湾,总能量转化效率也偏低,为 0.9%。底栖动物(多毛类、蟹和其他底栖动物)和浮游植物是影响河口生态系统的关键营养群落。
- b. 木兰溪河口生态系统规模大于河流,小于海湾。河口、河流和海湾系统均处于不成熟不稳定状态。相对而言,河口系统比河流成熟但不及海湾,河口食物网功能组间联系最简单而河流食物网最复杂。
- c. $\text{NO}_3\text{-N}$ 和 COD_{Mn} 增加可能会影响生态系统的成熟度和复杂性。建议实施合理有效的水环境治理措施,改善水质;适度增加草食性鱼类和肉食性鱼类的增殖放流数量和种类,提高河口生态系统的成熟度和稳定性。

参考文献:

[1] Griffiths J R, Kadin M, Nascimento F J A, et al. The importance of benthic-pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world[J]. Global Change Biology, 2017, 23(6): 2179-2196.

[2] 黄文杰,王锦东,闫振飞,等. 河口水生态完整性评价方法研究和进展[J]. 生态毒理学报, 2024, 19(1): 74-90. (Huang Wenjie, Wang Jindong, Yan Zhenfei, et al. Research and advances in estuarine aquatic ecological integrity assessment methods [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2024, 19(1): 74-90. (in Chinese))

[3] 王新红,于晓璇,王思权,等. 河口-近海环境新污染物的环境过程、效应与风险[J]. 环境科学, 2022, 43(11): 4810-4821. (Wang Xinhong, Yu Xiaoxuan, Wang Siqun, et al. Environmental process, effects and risks of emerging contaminants in the Estuary-Coastal environment[J]. Environmental Science, 2022, 43(11): 4810-4821. (in Chinese))

[4] Ding Xiang, Liu Jiaying, Liu Weiwei, et al. Phytoplankton communities miniaturization driven by extreme weather in subtropical estuary under climate changes[J]. Water Research, 2023, 245: 120588.

[5] Lu Yonglong, Yuan Jingjing, Lu Xiaotian, et al. Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and

- enhanced management for sustainability[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 239: 670-680.
- [6] 鲁浩天,郝子垚,刘萌硕,等. 基于 Ecopath 模型的北方典型中小河流生态系统营养结构与能量流动分析[J]. *生态与农村环境学报*, 2023, 39(11): 1453-1463. (Lu Haotian, Hao Ziyao, Liu Mengshuo, et al. Analysis on the ecosystem trophic structure and energy flow of typical small and medium rivers in northern China on Ecopath model[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2023, 39(11): 1453-1463. (in Chinese))
- [7] 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. (Yu Jia, Liu Jiarui, Wang Li, et al. Analysis on the ecosystem structure and function of Lake Qiandao based on Ecopath model[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2021, 45(2): 308-317. (in Chinese))
- [8] 王殿常,吴兴华,丁玲,等. 基于 Ecopath 模型的长江口生态系统结构与功能分析[J]. *环境工程技术学报*, 2022, 12(2): 417-425. (Wang Dianchang, Wu Xinghua, Ding Ling, et al. A preliminary analysis of the ecosystem structure and function of the Yangtze Estuary based on Ecopath model[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2022, 12(2): 417-425. (in Chinese))
- [9] Liu Lin, Guang Shanbin, Xin Yu, et al. Antibiotic resistant genes profile in the surface water of subtropical drinking water river-reservoir system[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 337: 122619.
- [10] 林施泉,邵晓阳,姜丹,等. 福建省木兰溪流域浮游植物群落结构特征[J]. *湿地科学*, 2013, 11(1): 48-53. (Lin Shiquan, Shao Xiaoyang, Jiang Dan, et al. Community structure characteristics of phytoplankton in drainage area of Mulan River, Fujian Province[J]. *Wetland Science*, 2013, 11(1): 48-53. (in Chinese))
- [11] Liu Lin, Xin Yu, Guang Shanbin, et al. Planktonic microbial community and biological metabolism in a subtropical drinking water river-reservoir system[J]. *Environmental Research*, 2023, 237: 116999.
- [12] Ma Xin, Li Yi, Wang Linqiong, et al. Hypoxia and salinity constrain the sediment microbiota-mediated N removal potential in an estuary: a multi-trophic interrelationship perspective[J]. *Water Research*, 2024, 248: 120872.
- [13] 吕静. 木兰溪流域水生态环境现状与幸福河建设对策[J]. *能源与环境*, 2024(1): 144-146. (Lyu Jing. Current situation of water ecological environment in Mulan River Basin and countermeasures for the construction of Happy River[J]. *Energy and Environment*, 2024(1): 144-146. (in Chinese))
- [14] Zhao C S, Yang Y, Yang S T, et al. Impact of spatial variations in water quality and hydrological factors on the food-web structure in urban aquatic environments[J]. *Water Research*, 2019, 153: 121-133.
- [15] Christensen V. Ecosystem maturity-towards quatification[J]. *Ecological Modelling*, 1995, 77(1): 3-32.
- [16] Guo Chuanbo, Chen Yushun, Li Wei, et al. Food web structure and ecosystem properties of the largest impounded lake along the eastern route of China's South-to-North Water Diversion Project[J]. *Ecological Informatics*, 2018, 43: 174-184.
- [17] He Congying, Mao Shuoqian, Yan Xiaojun, et al. Comparison of the 2010 and 2020 ecosystem structures in Xihu Harbor based on the Ecopath model[J]. *Ocean & Coastal Management*, 2021, 213: 105873.
- [18] Kong Yefu, Kang Bin, Shi Xiaotao. Modeling the effects of seasonal fishing moratorium on the ecosystem of the Minjiang estuary in southeastern China[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2022, 9: 886799.
- [19] Wang Ying, Hu Jianfeng, Pan Haoran, et al. Ecosystem-based fisheries management in the Pearl River Delta: applying a computable general equilibrium model[J]. *Marine Policy*, 2020, 112: 103784.
- [20] Wang Wei, Zuo Ping, Wang Junjie. Coupling isotopic analysis and Ecopath model to detect the ecosystem features based on functional groups of the southwestern Yellow Sea, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2022, 29(5): 7936-7951.
- [21] Sinnickson d, Chagaris d, Allen M. Exploring impacts of river discharge on forage fish and predators using Ecopath with Ecosim[J]. *Frontiers In Marine Science*, 2021, 8: 689950.
- [22] 唐棣,刘维,陈敏,等. 基于 Ecopath 模型的海口市东海岸人工鱼礁区生态系统结构和功能评价[J]. *应用海洋学学报*, 2025, 44(2): 290-301. (Tang Di, Liu Wei, Chen Min, et al. Structure and function of artificial reef ecosystem on the east coast of Haikou, Hainan Province: an evaluation based on Ecopath model[J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2025, 44(2): 290-301. (in Chinese))
- [23] Lin Ancheng, Lin H J. Long-term response of trophic structure and function to dam removal in a subtropical mountain stream[J]. *Ecological Indicators*, 2023, 156: 111136.
- [24] Calderon-Aguilera L E, Reyes-Bonilla H, Olán-González M, et al. Estimated flows and biomass in a no-take coral reef from the eastern tropical Pacific through network analysis[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 123: 107359.
- [25] 任晓明,刘阳,徐宾铎,等. 基于 Ecopath 模型的海州湾及邻近海域生态系统结构研究[J]. *海洋学报*, 2020, 42(6): 101-109. (Ren Xiaoming, Liu Yang, Xu Binduo, et al. Ecosystem structure in the Haizhou Bay and adjacent waters based on Ecopath model[J]. *Haiyang Xuebao*, 2020, 42(6): 101-109. (in Chinese))
- [26] Colléter 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.

[27] Wang Sai,Wang Lin,Chang Haoyen,et al. Longitudinal variation in energy flow networks along a large subtropical river,China [J]. Ecological Modelling,2018,387:83-95.

[28] Ren Qingqiang, Sun Ming, Xie Bin, et al. Evaluating performance of data-limited management procedures in an ecosystem perspective;a case study for *Larimichthys crocea* (Sciaenidae) in the Min River Estuary, China[J]. Ecological Indicators,2023, 146:109772.

[29] 刘岩,吴忠鑫,杨长平,等. 基于 Ecopath 模型的珠江口 6 种增殖放流种类生态容纳量估算[J]. 南方水产科学,2019,15 (4):19-28. (Liu Yan,Wu Zhongxin,Yang Changping,et al. Ecological carrying capacity of six species of stock enhancement in Pearl River estuary based on Ecopath model[J]. South China Fisheries Science,2019,15(4):19-28. (in Chinese))

[30] 高世科,姚永琪,陈涛,等. 海州湾人工鱼礁区和河口区食物网结构与功能的比较[J]. 生态学报,2024,44(2):579-590. (Gao Shike,Yao Yongqi,Chen Tao,et al. The structure and function of food webs in the artificial reef areas and estuary area of Haizhou Bay based on mass balance model[J]. Acta Ecologica Sinica,2024,44(2):579-590. (in Chinese))

[31] Lindeman R L. The trophic-dynamic aspect of ecology[J]. Bulletin of Mathematical Biology,1991,53(1/2):167-191.

[32] 徐超,王思凯,赵峰,等. 基于 Ecopath 模型的长江口生态系统营养结构和能量流动研究[J]. 海洋渔业,2018,40(3):309-318. (Xu Chao,Wang Sikai,Zhao Feng,et al. Trophic structure and energy flow of the Yangtze Estuary ecosystem based on the analysis with Ecopath model[J]. Marine Fisheries,2018,40(3):309-318. (in Chinese))

[33] 张新艳,陈彬,丁少雄,等. 基于 Ecopath 模型的厦门湾生态系统结构与功能变化分析[J]. 生态与农村环境学报,2022,38 (2):217-224. (Zhang Xinyan,Chen Bin,Ding Shaoxiong,et al. Analysis of ecosystem structure and function changes in Xiamen Bay in the past 10 years based on Ecopath model[J]. Journal of Ecology and Rural Environment,2022,38(2):217-224. (in Chinese))

[34] 李天翔,罗民波,王云龙,等. 基于生态通道模型的铁港春秋季节生态系统对比研究[J]. 海洋渔业,2024,46(6):733-742. (Li Tianxiang,Luo Minbo,Wang Yunlong,et al. Comparison of characteristics of Tie Bay ecosystem in spring and autumn based on Ecopath model[J]. Marine Fisheries,2024,46(6):733-742. (in Chinese))

[35] Ricci P,Carlucci R,Capezzuto F,et al. Contribution of intermediate and high trophic level species to benthic-pelagic coupling: insights from modelling analysis[J]. Frontiers in Marine Science,2022,9:887464.

[36] 孔业富,尹成杰,王林龙,等. 基于 Ecopath 模型的三门湾生态系统结构与功能[J]. 应用生态学报,2022,33(3):829-836. (Kong Yefu,Yin Chengjie,Wang Linlong,et al. Ecosystem structure and function of Sanmen Bay based on Ecopath model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology,2022,33(3):829-836. (in Chinese))

[37] 李欣宇,张云岭,齐遵利,等. 基于 Ecopath 模型的祥云湾海洋牧场生态系统结构和能量流动分析[J]. 大连海洋大学学报, 2023,38(2):311-322. (Li Xinyu,Zhang Yunling,Qi Zunli,et al. Analysis of ecosystem structure and energy flow in Xiangyun Bay marine ranching based on Ecopath model[J]. Journal of Dalian Ocean University,2023,38(2):311-322. (in Chinese))

[38] Odum E P. The strategy of ecosystem development[J]. Science,1969,164(3877):262-270.

[39] 王礼权,刘钰,张毅敏,等. 长荡湖、溇湖、竺山湾藻类功能群结构组成与环境因子的关系[J]. 水资源保护,2023,39(2):224-232. (Wang Liquan,Liu Yu,Zhang Yimin,et al. Relationship between structural composition of algal functional groups and environmental factors in Changdang Lake,Ge Lake and Zhushan Bay[J]. Water Resources Protection,2023,39(2):224-232. (in Chinese))

[40] 闵文武,王培培,李丽娟,等. 渭河流域浮游植物功能群与环境因子的关系[J]. 环境科学研究,2015,28(9):1397-1406. (Min Wenwu,Wang Peipei,Li Lijuan,et al. Relationship between phytoplankton functional groups and environmental factors in the Wei River Basin[J]. Research of Environmental Sciences,2015,28(9):1397-1406. (in Chinese))

[41] 郑诚,陆开宏,徐镇,等. 四明湖水库浮游植物功能类群的季节演替及其影响因子[J]. 环境科学,2018,39(6):2688-2697. (Zheng Cheng,Lu Kaihong,Xu Zhen,et al. Seasonal succession of phytoplankton functional groups and their driving factors in the siminghu reservoir[J]. Environmental Science,2018,39(6):2688-2697. (in Chinese))

[42] 龚松柏,高爱国,倪冠韬,等. 中国部分河口及其近海水域缺氧现象研究[J]. 水资源保护,2017,33(4):62-69. (Gong Songbai,Gao Aiguo,Ni Guantao,et al. Progress in research of hypoxia in estuaries and coastal areas in China[J]. Water Resources Protection,2017,33(4):62-69. (in Chinese))

[43] 李美萍,段斌,王海胜,等. 大渡河上游某河段鱼类栖息地适宜性评价[J]. 河海大学学报(自然科学版),2024,52(5):30-36. (Li Meiping,Duan Bin,Wang Haisheng,et al. Suitability evaluation of fish habitat for one upper reach of Dadu River[J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences),2024,52(5):30-36. (in Chinese))

[44] 刘其根,张真. 富营养化湖泊中的鲢、鳙控藻问题:争议与共识[J]. 湖泊科学,2016,28(3):463-475. (Liu Qigen,Zhang Zhen. Controlling the nuisance algae by silver and bighead carps in eutrophic lakes:disputes and consensus[J]. Journal of Lake Sciences,2016,28(3):463-475. (in Chinese))