基于 Ecopath 模型的烟威渔场海域三疣梭子蟹增殖生态容量评估研究

李生府[1], 刘淑德[2], 董秀强[2], 王田田[3], 崔雯慧[1], 蒋文良[1], 吕振波[1], 任中华[1]

(1. 鲁东大学 滨海生态高等研究院, 山东 烟台 264025; 2. 山东省渔业发展和资源养护总站, 山东 烟台 264003; 3. 烟台市海洋经济研究院, 山东 烟台 264003)

摘要: 为掌握放流物种生境特征, 科学开展增殖放流活动, 对烟威渔场海域三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)开展生态容量评估研究。本研究基于 2022—2023 年 4 个季度的烟威渔场海域海洋生物与环境数据, 构建了包含 23 个功能组的 Ecopath 模型, 系统分析了该海域生态系统的能量流动及食物网结构特征, 并对三疣梭子蟹的增殖生态容量进行评估。主要结果表明: 烟威渔场海域生态系统中各功能组的营养级分布范围为 1.00~4.16, 生态营养效率(ecological efficiency, EE)在 0.21~0.92 之间, 其中三疣梭子蟹营养级为 3.44, EE 值为 0.42; 生态系统总能量转化效率为 6.80%, 初级生产者和碎屑的转化效率在 II-III营养级之间最低, 分别为 3.79%、4.45%, 而在营养级IV-V之间最高, 分别为 10.62%、12.21%。食物网由牧食链与碎屑链构成, 其中牧食链占主导地位, 初级生产者所占能流比为 56.0%, 系统连接指数(connectance index, CI)与系统杂食性指数(system omnivory index, SOI)分别为 0.34、0.18。当三疣梭子蟹的生物量增加至 0.482 4 t·km^{-2} 时(为当前生物量的 9.1 倍), 其他虾类功能组的 EE 值达到临界值 1, 标志着达到三疣梭子蟹增殖生态容量。本研究结果可为优化烟威渔场海域三疣梭子蟹增殖放流策略提供理论依据, 也为渔业资源的可持续开发与管理养护提供技术支撑。

关键词: 烟威渔场; 功能组; 能量流动; 食物网; 三疣梭子蟹; 增殖生态容量

中图分类号: S931 **文献标识码**: A **文章编号**: 1000-3096(2025)7-0019-15

DOI: 10.11759/hykx20250410003

烟威渔场是我国北方的重要渔场, 受沿岸流和黄海暖流的共同作用, 该海域富集了大量营养物质, 为海洋生物的生长和繁殖提供了优越条件[1]。近年来, 受水域环境污染、渔业资源过度开发及生态系统退化等的影响, 该海域渔业资源结构发生了显著变化, 优势种群呈现小型化、低值化趋势, 渔业资源衰退问题日益加剧[2]。为应对这一挑战, 相关部门相继实施了一系列增殖放流措施, 以恢复渔业资源、提升资源利用效率并维持生态系统稳定性。三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)以其生长速度快、环境适应性强、经济价值高等优点, 被列为我国黄、渤海地区的重要增殖放流物种之一[3]。根据烟台、威海渔业主管部门粗略统计, 近年来, 烟威渔场附近区县通过政府公益性放流、生态补偿项目放流等方式, 平均每年放流三疣梭子蟹苗种过亿只, 在促进渔民就业增收、维持生态系统稳定性和提高全民保护意识等方面取得极大成效, 但也暴露出放流生境特征掌握不足、放流苗种成活率较低、放流效益低下等问题。因此, 掌握烟威渔场海域生境特征, 科学评估三疣梭子蟹增殖生态容量, 对于优化增殖放流策略、提高放流成效及保障渔业资源可持续利用等意义重大。

科学的增殖生态容量评估能够衡量目标物种在特定生境的承载能力, 这不仅有助于防止资源生物被过度开发、避免水生态系统结构与功能退化, 还能为增殖放流提供决策依据, 确保水域生态系统健康发展。在这一背景下, 生态通道模型(Ecopath)因其在解析能量流动、揭示食物网结构及评估生态系统功能方面的优势, 成为当前水域生态学研究的重要工

收稿日期: 2025-04-10; 修回日期: 2025-06-13

基金项目: 山东近海渔业资源及其产卵场调查(烟威渔场海域)(SDGP370000000202302001177200 1)

[Foundation: Investigation on Fishery Resources and Spawning Grounds in the Coastal Waters of Shandong Province (Yantai-Weihai Fishing Ground), No. SDGP370000000202302001177200 1]

作者简介: 李生府(1999—), 男, 山东泰安人, 硕士研究生, 研究方向为渔业资源, E-mail: 2023110395@m.ldu.edu.cn; 任中华(1990—), 通信作者, 男, 山东潍坊人, 副教授, 研究方向为海洋生态, E-mail: renzhonghua16@mails.ucas.ac.cn

具[4]。Ecopath 模型以营养动力学为基础，通过量化生态系统关键参数，构建能量流动与物质循环的数学框架，用于解析特定生态系统的能量传递与食物网结构，并科学评估目标物种的增殖生态容量[5]。该模型已广泛应用于全球多个典型水域，如墨西哥湾北部[6]、劳伦大湖区[7]、丹加湿地[8]等，研究成果为当地渔业资源的可持续开发与管理养护提供了重要支撑。近年来，随着我国海洋资源开发利用的不断深入，Ecopath 模型也被全面应用于评估不同海域的生态系统结构与功能。例如，仝龄[9]率先将 Ecopath 模型引入渤海生态系统能量平衡评估研究，随后该模型被广泛应用到大亚湾[10]、胶州湾[11]、海州湾[12]等近海区域以及湖泊[13]、水库[14]、人工鱼礁[15]等特定水域生态系统，一方面综合研究生态系统的能量流动、食物网结构与总体特征，另一方面科学评估放流物种的增殖生态容量。当前，采用 Ecopath 模型评估特定水域目标物种的增殖生态容量已成为学界广泛应用的重要方法，众多研究也取得了丰富成果。已有研究通过使用 Ecopath 模型分别评估了莱州湾(1.107 $t\cdot km^{-2}$)[16]、舟山渔场和长江口渔场邻近海域(1.125 $t\cdot km^{-2}$)[17]、海州湾(3.023 6 $t\cdot km^{-2}$)[12]的三疣梭子蟹增殖生态容量。目前国内学者对于烟威渔场海域的生态系统结构与功能特征研究主要聚焦于群落结构多样性及其时空变化特征[18-21]，而针对该海域生态系统能量流动和食物网结构特征研究，以及增殖放流物种的增殖生态容量评估的研究相对较少，制约了该区域增殖放流管理策略的科学实施与动态调控。

本文基于 4 个季度的烟威渔场海域海洋生物与环境数据构建 Ecopath 模型，系统地研究了该海域生态系统的能量流动及食物网结构特征，并科学评估了烟威渔场海域三疣梭子蟹增殖生态容量。本研究针对该海域三疣梭子蟹增殖生态容量开展了系统探究，为优化其增殖放流策略提供理论依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区域及采样站位

本研究以烟威渔场海域(120°30′~122°30′E、37°30′~38°10′N)为研究区域，研究海域面积约为 24 686 km^2，按照《海洋渔业资源调查规范》(SC/T 9403—2012)[22]的相关要求，布设样品采集站位 14 个(图 1)。通过租用渔船(鲁威高渔 50187)，分别于 2022 年冬季(12 月)及 2023 年春季(4 月)、夏季(8 月)和秋季(10 月)开展海洋生物样品和沉积物样品采集工作。

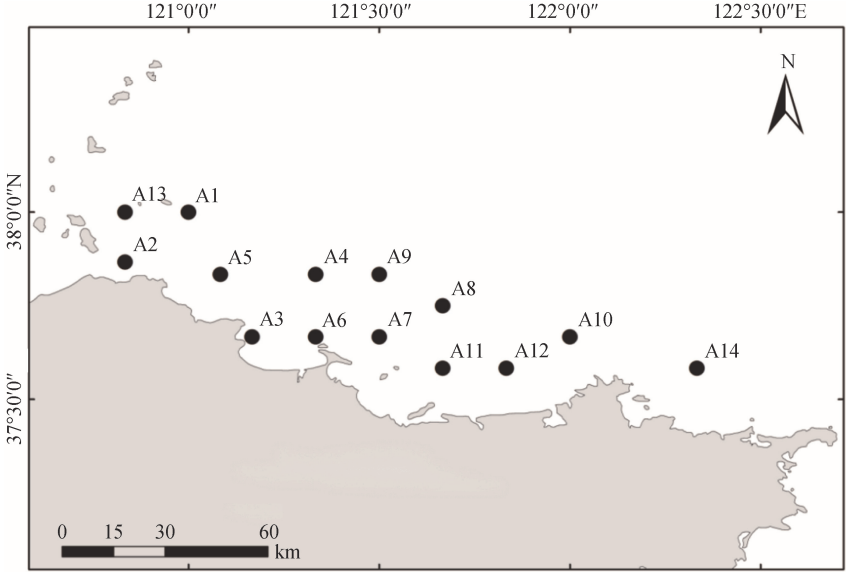

图 1 烟威渔场海域样品采集站位图

Fig. 1 Sample stations in the Yan-Wei fishing ground

1.2 样品采集与处理分析

大型海洋生物样品的采集与处理分析均严格遵循《海洋调查规范 第 6 部分：海洋生物调查》(GB/T 12763.6—2007)[23]中的相关技术要求进行。拖网船只功率200 kW，拖网网口周长78.4 m，囊网网目20 mm，拖网时，网口宽度 8.0 m，网高 5.3 m，每个站位拖曳 1 h，标准化拖速 3 kn，每站的实际扫海面积为 0.044 448 km^2。渔获物参考《中国海洋生物名录》[24]进行种类鉴定，并

按标准要求进行数量、生物量和生物学分析测定。将鉴定、分析后的海洋生物数据标准化为单位为 kg·km^{-2} 的密度值。同步采集渔获物胃含物样品带回实验室分析，用于物种食性组成分析。

使用抓斗式采泥器(0.05 m²，Hydro-Bios，德国)采集沉积物，每站位采集底栖生物样品时，重复采集 5 次并合并为一个样品，随后用 0.5 mm 网筛筛选，收集底栖生物样品；使用浮游生物I型网(网口直径 50 cm，网口面积 0.2 m²，网目孔径 0.505 mm)、II型网(网口直径 31.6 cm，网口面积 0.08 m²，网目孔径 0.160 mm)进行垂直拖网，每站位各采集一瓶(500 mL)浮游动植物样品。采集的生物样品均使用 5%的福尔马林溶液固定，并在常温避光条件下保存。叶绿素 *a* 含量测定使用多功能水质参数仪(YSI, ProDSS，美国)测定。生物种类鉴定以《中国海洋浮游生物图谱》[25]为依据。将鉴定、称量后的底栖动物和浮游动物数据标准化为单位为 kg·km^{-2} 的密度值。

使用抓斗式采泥器(0.05 m^2)采集沉积物样品用于测定颗粒有机碳(particulate organic carbon, POC)和溶解有机碳(dissolved organic carbon, DOC)含量。样品采集、保存及分析按照《海洋监测规范第 8 部分：海洋地质地球物理调查》(GB/T 12763.8—2007)[26]相关规定进行。采用六偏磷酸钠分散法[27]测定 POC 含量：采集的沉积物样品自然风干，称取 20 g 风干样品将经过 2 mm 网筛的样品放入 100 mL 聚乙烯塑料瓶中，加入 60 mL 六偏磷酸钠溶液(5%)，手动摇匀后，在摇床上振荡 18 h。将混合液通过 53 μm 网筛，并用蒸馏水清洗网筛至水流清澈。将网筛残留物收集于 500 mL 烧杯中，经 60 ℃烘干并称重，记录质量占比。然后将烘干的残留物研磨并通过 0.15 mm 网筛，再采用重铬酸钾-外加热法测量沉积物的 POC 含量[28]。称取 3 g 无大颗粒石块的新鲜沉积物样品，沉积物和水以 1∶10 的比例加入超纯水，使用恒温振荡离心机(净信，JXYQ-5M，中国)在 25 ℃恒温条件下 200 r·min^{-1} 连续振荡 4 h 后再 4 000 r·min^{-1} 离心 10 min，立即取上清液经 0.45 μm 滤膜过滤，将滤液使用 TOC 分析仪(Elementar, vario TOC select，德国)测定 DOC 含量。

采集主要海洋生物样品用于碳、氮同位素分析，每个物种采集 3 个个体，涵盖同一物种的大、中、小体型个体，采集个体经解剖后收集肌肉或特定组织，鱼类取第一背鳍下方肌肉，口虾蛄及虾类取腹部肌肉，蟹类取第一螯足肌肉，头足类取腕部肌肉，双壳类取闭壳肌，棘皮类取性腺组织。生物组织样品置于真空冷冻干燥机(博医康, FD-1C-50+，中国)中−50 ℃条件下冷冻干燥 24 h 以上，经研磨并过 100 μm 网筛后，包埋于锡舟(4 mm×4 mm ×11 mm)中。利用元素分析-稳定同位素比质谱仪(ISOPRIME 100, Isoprime Corporation，英国)测定样品中碳、氮稳定同位素比值($\delta^{13}C$、$\delta^{15}N$)。氮稳定同位素比值用于计算各个物种的营养级。

营养级计算公式为[29]：

$$T=\frac{\delta^{15}N_{\text{consumer}}-\delta^{15}N_{\text{baseline}}}{{}_{\Delta}\delta^{15}N}+2, \tag{1}$$

式中，$\delta^{15}N_{\text{consumer}}$ 指消费者的氮同位素比值；$\delta^{15}N_{\text{baseline}}$ 为基线生物的氮同位素比值；$\Delta\delta^{15}N$ 为相邻营养级的富集度，取 3.4‰；基线生物通常为常年存在且食性简单的浮游动物或底栖动物等消费者，其对 $\delta^{15}N$ 具有稳定的富集作用，考虑到魁蚶(*Scapharca broughtonii*)在烟威渔场海域分布广泛、种群稳定，且为典型的滤食性底栖双壳类，其氮同位素组成受环境波动影响较小，具有良好的代表性和稳定性，故本研究选取魁蚶的稳定同位素值值作为基线值[30]。

1.3 模型构建与调试

1.3.1 Ecopath 模型构建原理

利用 Ecopath with Ecosim 软件(v6.6.8)构建 Ecopath 模型。在该模型中，生态系统由多个功能组构成，涵盖了能量流动的完整过程。模型假设每个功能组的能量输入与输出平衡，其平衡关系可通过以下公式表示：

$$B_i\cdot\left(\frac{P}{B}\right)_i\cdot \mathrm{EE}_i-\sum_{j=1}^{k}B_j\cdot\left(\frac{Q}{B}\right)_j\cdot \mathrm{DC}_{ij}-Y_i-BA_i-E_i=0, \tag{2}$$

式中，i 代表功能组，B 表示功能组 i 的生物量，单位为 t·km^{-2}·a^{-1}，P 代表功能组的生产量(t·km^{-2}·a^{-1})，Q 表示功能组的消费量(t·km^{-2}·a^{-1})，EE 是指生态营养转换效率，DC_{ij} 表示被捕食组 i 占捕食组 j 的总捕食量的比值，E_i 代表功能组的净迁移量，Y_i 代表渔获量，BA_i 代表生物量累积[31]。本研究中 Ecopath 模型假设烟威渔场海域为稳态系统，因此假定 E_i、Y_i 和 BA_i 在年度尺度上等于零或可忽略不计[32]。Ecopath 模型要求必须输入基本参数 B、P/B、Q/B 和 DC_{ij}，EE 值由模型估算得到。

1.3.2 功能组划分

本研究将海洋生物的摄食习性、生长特征以及在烟威渔场海域生物群落的相对重要性作为烟威渔场海域生态系统功能组的划分依据，最终构建了包含 23 个功能组的 Ecopath 模型，其中将食性相似、

栖息水层相近的物种划分为一个功能组，依据物种生态特性和经济性[33]，将鲐(*Scomber japonicus*)、斑鰶(*Konosirus punctatus*)、蓝点马鲛(*Scomberomorus niphonius*)、鳀(*Engraulis japonicus*)、细纹狮子鱼(*Liparis tanakae*)、黄鲛鳚(*Lophius litulon*)、白姑鱼(*Pennahia argentata*)、长蛇鲻(*Saurida elongata*)、口虾蛄(*Oratosquilla oratoria*)和三疣梭子蟹(*Portunus trituberculatus*)分别单独划分为一个功能组(表 1)。

表 1　烟威渔场海域生态系统模型功能组划分及主要物种组成

Tab. 1　Classification and composition of functional groups in the Yan-Wei fishing ground ecosystem

编号	功能组	种类组成
1	鲐	鲐 *Scomber japonicus*
2	斑鰶	斑鰶*Konosirus punctatus*
3	蓝点马鲛	蓝点马鲛 *Scomberomorus niphonius*
4	鳀	鳀 *Engraulis japonicus*
5	其他中上层鱼类	鳀科 Engraulidae，鲱科 Clupeidae，玉筋鱼 *Ammodytes personatus*
6	细纹狮子鱼	细纹狮子鱼 *Liparis tanakae*
7	虾虎鱼类	斑尾刺虾虎鱼*Acanthogobius ommaturus*，拉氏狼牙虾虎鱼*Odontamblyopus lacepedii*，六丝钝尾虾虎鱼*Amblychaeturichthys hexanema*，普氏蠌虾虎鱼 *Amoya pflaumi*，矛尾虾虎鱼 *Chaeturichthys stigmatias*，纹缟虾虎鱼 *Tridentiger trigonocephalus*，中华栉孔虾虎鱼 *Ctenotrypauchen chinensis*
8	黄鲛鳚	黄鲛鳚*Lophius litulon*
9	白姑鱼	白姑鱼 *Pennahia argentata*
10	长蛇鲻	长蛇鲻 *Saurida elongata*
11	其他底层鱼类	带鱼 *Trichiurus lepturus*，大泷六线鱼 *Hexagrammos otakii*，花鲈 *Lateolabrax maculatus*，假睛东方鲀 *Takifugu pseudommus*，石首鱼科 Sciaenidae，舌鳎科 Cynoglossidae，鲉科 Scorpaenidae，鲆科 Bothidae，鲽科 Pleuronectidae
12	口虾蛄	口虾蛄 *Oratosquilla oratoria*
13	其他虾类	日本鼓虾 *Alpheus japonicus*，鲜明鼓虾 *Alpheus distinguendus*，鹰爪虾 *Trachysalambria curvirostris*，葛氏长臂虾 *Trachysalambria curvirostris*，戴氏赤虾 *Metapenaeopsis dalei*
14	三疣梭子蟹	三疣梭子蟹 *Portunus trituberculatus*
15	其他蟹类	隆线强蟹 *Eucrate crenata*，泥脚隆背蟹 *Carcinoplax vestitus*，日本蟳 *Charybdis japonica*，四齿矶蟹 *Pugettia quadridens*，双斑蟳 *Charybdis bimaculate*，寄居蟹类 Hermit crabs
16	头足类	曼氏无针乌贼 *Sepiella maindroni*，双喙耳乌贼 *Sepiola birostrata*，长蛸 *Octopus variabilis*，短蛸 *Octopus ocellatus*，枪乌贼属 *Loliolus* sp.
17	软体动物	双壳类 Bivalvia：紫贻贝 *Mytilus edulis*，魁蚶 *Scapharca broughtonii*，毛蚶 *Anadara kagoshimensis*，牛角江珧蛤 *Atrina pectinata* 腹足类 Gastropoda：扁玉螺 *Neverita didyma*，红带织纹螺 *Nassarius succinctus*，经氏壳蛞蝓 *Philine kinglipini*，脉红螺 *Rapana venosa*
18	多毛类	沙蚕 *Nereis succinea*，不倒翁虫 *Sternaspis scutata*，双栉虫属 *Ampharete* sp.，拟节虫属 *Praxillella* sp.，鳞腹钩虫 *Scolelepis squamata*，中阿曼吉虫 *Armandia intermedia*
19	棘皮动物	刺参 *Stichopus japonicus*，多棘海盘车 *Asterias amurensis*，砂海星 *Luidia quinaria*
20	小型底栖动物	端足类 Amphipoda，等足类 Isopoda，底栖桡足类 Copepoda
21	浮游动物	小拟哲水蚤 *Paracalanus parvus*，半球美螅水母 *Clytia hemisphaerica*，软拟海樽 *Dolioletta gegenbauri*
22	浮游植物	硅藻 Bacillariophyta，甲藻 Pyrrophyta
23	碎屑	溶解有机碳 DOC，颗粒有机碳 POC

1.3.3 模型参数设定与调试

浮游植物生物量(Biomass, *B*)依据叶绿素 *a* 含量与浮游植物湿重比值 1∶400 换算得出[34]; 碎屑生物量参照杨红生方法[32]基于沉积物 POC(颗粒有机碳)和 DOC(溶解有机碳)含量计算; 浮游动物、底栖动物及游泳动物生物量由本研究实地调查或采样分析数据标准化获得; 鱼类生产量/生物量比值(*P*/*B*)与消耗量/生物量比值(*Q*/*B*)引自渔业资源数据库 Fishbase (http://www.Fishbase.org), 其他海洋生物的 *P*/*B* 或 *Q*/*B* 比值采用同纬度临近海域研究成果[35-36]; 生态营养效率(EE)为模型直接输出参数(取值范围 0~1); 功能组食性组成矩阵(DC)通过胃含物分析法定性识别营养关系, 结合稳定同位素定量分析食源贡献率共同构建。

Ecopath 模型调试的核心在于平衡生态系统的能量输入与输出, 即维持 0<EE≤1。在模型调试初期, 不平衡功能组的 *EE* 值存在大于 1 的情况, 需要通过反复迭代调整不平衡功能组的食物组成及其他相关参数, 直至所有功能组达到 0<EE≤1。

Pedigree 指数是通过量化 Ecopath 模型输入参数并计算所有参数的赋值得出[37], 用来分析 Ecopath 模型的数据参数和模型质量。Morissette[38]使用 Pedigree 指数对 50 个 Ecopath 模型质量进行了整体评价, Pedigree 指数范围结果在 0.16~0.68 之间, 而处于该区间的 Pedigree 指数也表明相应的 Ecopath 模型质量可信。Pedigree 指数计算公式如下:

$$P=\sum_{j=1}^{n}\frac{I_{ij}}{n}, \tag{3}$$

式中, *P* 为系统 Pedigree 指数, *n* 为功能组数量, *i* 为第 *i* 功能组, *j* 为 *B*、*P*/*B*、*Q*/*B* 以及 DC 数值, I_{ij} 为模型中对应功能组 *i* 的 Pedigree 指数[5]。

1.4 生态系统总体特征参数

生态系统总体特征参数用来描述生态系统的整体结构与功能, 尤其是其成熟度、稳定性、复杂性等生态特征。其中, 系统总流量(total system throughput, TST)生态系统的总体规模可由总消耗量(total consumption, TC)、总输出量(total export, TE)、总呼吸量(total respiration, TR)及流向碎屑的总量(total flows into fetritus, TFD)4 个方面加以衡量。生态系统成熟度常用总初级生产量与总呼吸量的比值(total primary production/total respiration, TPP/TR)进行评估, 其数值越接近 1, 代表系统越趋于成熟; 当 TPP/TR>1, 说明系统处于发育阶段; 若 TPP/TR<1, 则可能受到有机污染干扰[39]。此外, Finn 循环指数(finn' s cycling index, FCI)反映了系统内物质的再循环程度, 而 Finn 平均路径长度(finn' s mean path length, FML)则描述营养流动所经过的平均链路长度, 二者均可作为生态系统成熟度的补充指标。系统连接指数(connectance index, CI)衡量实际营养联系与理论最大联系数的比值, 而系统杂食性指数(system omnivory index, SOI)则基于消费者摄食层级的对数加权平均计算, 两者均用于反映食物网结构的复杂性。CI 与 SOI 越接近 1, 表明生态网络结构越复杂、系统稳定性越强[40]。

1.5 三疣梭子蟹增殖生态容量评估

在 Ecopath 模型调试过程中, 保持其他功能组的生物量恒定, 逐步提高三疣梭子蟹的生物量, 观察其他功能组尤其是饵料生物 EE 值的变化。当模型计算结果显示存在某一功能组的 EE>1 时, 表明三疣梭子蟹对该功能组的食物需求已对生态系统平衡产生影响, 此时的三疣梭子蟹生物量即为其增殖生态容量[41]。

2 结果

2.1 功能组营养级

本研究中 Ecopath 模型 Pedigree 指数为 0.538, 表明模型质量整体处于合理范围内, 模型可信度较高。烟威渔场海域 Ecopath 模型的输入和输出参数如表 2 所示, 该生态系统 23 个功能组的营养级主要分布在I—IV之间, 其范围是 1.00~4.16。其中浮游植物和碎屑的营养级最低(1.00), 但二者生物量之和高达 68.25 $t\cdot km^{-2}\cdot a^{-1}$, 占该生态系统总生物量的 70.69%; II营养级(2.00~2.66)功能组主要为初级生产者的捕食者, 包括浮游动物、多毛类、其他虾类和小型底栖动物等; III营养级(3.05~3.38)功能组主要为植食性鱼类, 包括鳀、鲐和其他中上层鱼类等; IV营养级(3.39~4.16)功能组主要为肉食性鱼类, 如长蛇鲻、细纹狮子鱼、黄鲛鳚、蓝点马鲛和其他底层鱼类等, 以黄鲛鳚(4.16)和蓝点马鲛(4.07)的营养级最高, 三疣梭子蟹的营养级为 3.44。所有功能组的 EE 值在 0.21~0.92 之间, 其中虾虎鱼类、蓝点马鲛的 EE 值相对较高, 分别为 0.90 和 0.92, 软体动物 EE 值最低, 为 0.21, 三疣梭子蟹的 EE 值为 0.42。

2.2 营养级间能量转化效率

烟威渔场海域生态系统中各营养级间的能量流动结果表明, TPP 值为 2 376.15 $t\cdot km^{-2}\cdot a^{-1}$, 其中 825 $t\cdot km^{-2}\cdot a^{-1}$

表 2　烟威渔场海域 Ecopath 模型输入和输出参数

Tab. 2　Input–output parameters of the Ecopath model within the Yan-Wei fishing ground ecosystem

功能组	营养级	B/(t·km^{-2})	P/B	Q/B	EE
鲐	3.38	0.03	2.16	5.20	0.75
斑鰶	3.28	0.04	0.62	11.30	0.56
蓝点马鲛	4.07	0.01	0.65	5.80	0.90
鳀	2.66	0.05	3.00	9.70	0.79
其他中上层鱼类	3.05	0.12	2.31	8.90	0.58
细纹狮子鱼	3.89	0.03	0.80	3.60	0.89
虾虎鱼类	3.39	0.09	1.59	4.70	0.92
黄鲫鳚	4.16	0.05	1.16	3.80	0.89
白姑鱼	3.41	0.01	1.07	5.50	0.81
长蛇鳚	3.39	0.02	0.52	5.00	0.88
其他底层鱼类	3.88	0.25	2.75	9.52	0.77
口虾蛄	3.25	0.19	8.00	30.00	0.26
其他虾类	2.25	0.06	8.00	28.00	0.48
三疣梭子蟹	3.44	0.05	3.45	11.70	0.42
其他蟹类	3.39	0.08	3.50	12.00	0.44
头足类	3.55	0.05	3.34	12.60	0.43
软体动物	2.45	6.63	6.00	27.00	0.21
多毛类	2.00	4.51	5.60	22.00	0.23
棘皮动物	2.64	3.27	1.20	3.58	0.29
小型底栖动物	2.27	5.11	9.00	33.00	0.31
浮游动物	2.00	7.65	29.00	125.00	0.50
浮游植物	1.00	22.63	105.00		0.35
碎屑	1.00	45.62			0.23

被 II 营养级功能组消耗, 占 TPP 值的 34.72%, 剩余 1 551 t·km^{-2}·a^{-1} 未被利用, 占比高达 65.28%, 直接流向碎屑功能组进入再循环过程(图 2)。碎屑功能组来自各营养级的能量总和为 2 035 t·km^{-2}·a^{-1}, 除了来自初级生产者之外, 其余 484 t·km^{-2}·a^{-1} 来自其他营养级功能组。

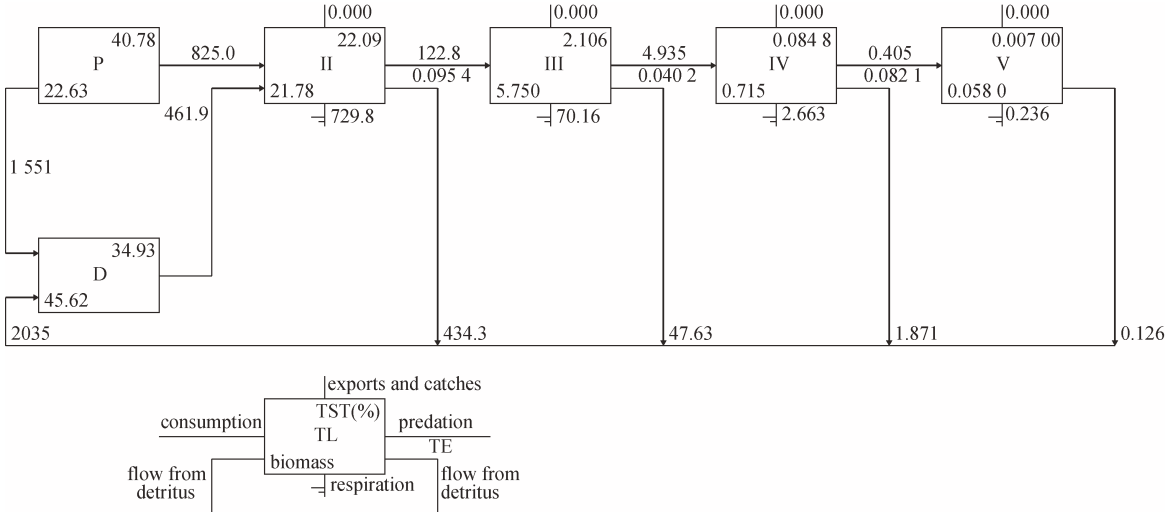

图 2　烟威渔场海域生态系统线性食物链

Fig. 2　Linear food chain of the Yan-Wei fishing ground ecosystem

烟威渔场海域生态系统的能量主要在牧食链和碎屑链传递, 其中初级生产者所占能流比为 56.0%, 碎屑所占能流比为 44.0%。两种食物链的营养级间能量转化效率存在明显差异: 初级生产者到II营养级的能量转化效率为9.71%, 而II到III营养级的能量转化效率仅为3.79%, III到IV营养级的能量转化效率为 8.01%, IV到 V 营养级的能量转化效率最高, 为 10.62%; 碎屑到II营养级的能量转化效率为 9.24%, II到III营养级的能量转化效率仅为4.45%, III到 IV 营养级的能量转化效率为 8.52%, IV 到 V 营养级的能量转化效率最高, 达到 12.21%。生态系统整体的能量转化效率为 6.80%, 其中初级生产者和碎屑的能量转化效率分别为 6.65%和 7.05%(表 3)。

表 3　烟威渔场海域生态系统营养级间能量转化效率(%)

Tab. 3　Energy flow efficiency among functional groups at different trophic levels in the Yan-Wei fishing ground ecosystem (%)

来源	营养级			
	II	III	IV	V
初级生产者	9.71	3.79	8.01	10.62
碎屑	9.24	4.45	8.52	12.21
总流量	9.54	4.02	8.21	11.26
碎屑所占能流比: 0.44				
来自初级生产者: 6.65%				
来自碎屑: 7.05%				
系统转化效率: 6.80%				

2.3　食物网结构组成

依据能量来源不同, 将烟威渔场海域食物网划分为两条食物链, 一条是以浮游植物为起点的牧食链, 一条食物链从浮游植物经浮游动物、小型底栖动物、小型鱼类到大型鱼类; 另一条则是以碎屑为起点, 经碎屑、底栖动物(软体动物和多毛类)、小型虾蟹类和小型鱼类到大型鱼类的碎屑链(图 3)。两条食物链中, 小型鱼类及其他中上层鱼类如鳀和玉筋鱼、底栖动物如双壳类和多毛类等功能组既以浮游动植物或碎屑为食, 同时又是大型鱼类如蓝点马鲛、其他底层鱼类等功能组的重要捕食对象, 这些功能组在两条食物链中均扮演了促进能量流动的重要角色。CI、SOI 值分别为 0.34、0.18, 表明烟威渔场海域食物网结构较为简单, 且杂食性捕食者较少, 不同功能组间捕食关系单一化严重, 生态系统稳定性相对较弱。

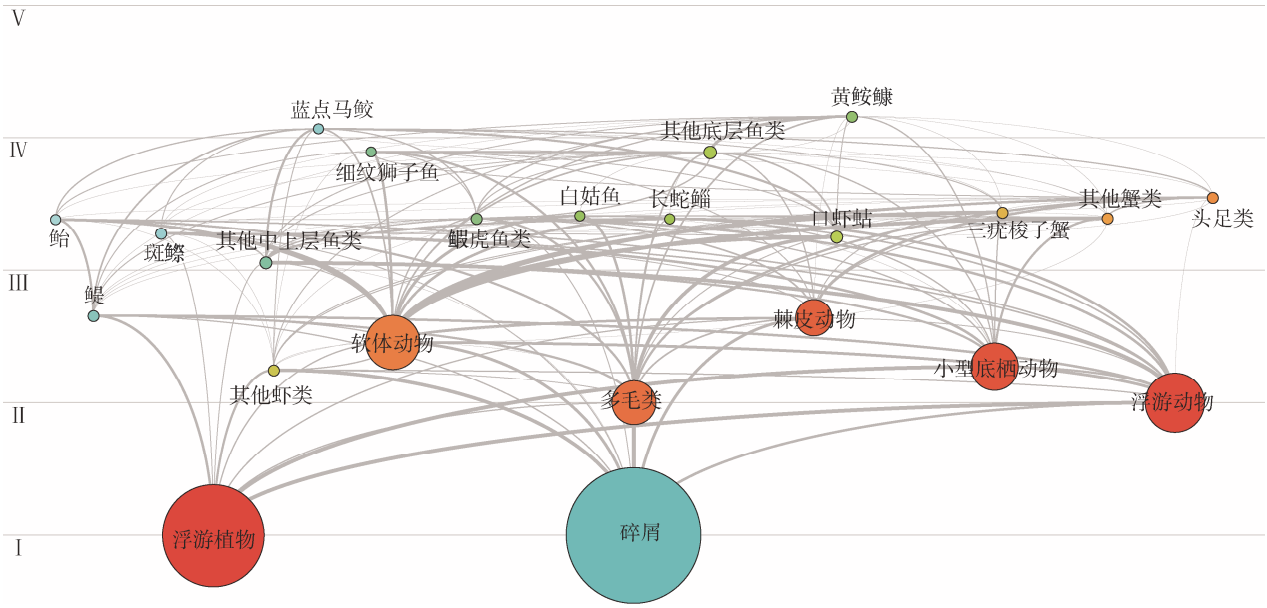

图 3　烟威渔场海域生态系统食物网结构

Fig. 3　Food web structure in the Yan-Wei fishing ground ecosystem

2.4　增殖生态容量前后系统总体特征参数

烟威渔场海域当前生态系统总体特征及三疣梭子蟹生物量达增殖生态容量时的系统特征如表 4 所示。当前状态下, 烟威渔场海域生态系统的 TST 值为 5 840.78 t·km^{-2}·a^{-1}, 其中 TFD 值为 2 035.08 t·km^{-2}·a^{-1}, 占比高达 34.84%, 表明该生态系统的能量未得到充分利用而再循环状态, 而 TE、TC 和 TR 值分别为 1 573.21(占 26.93%)、1 429.62(占 24.48%)和 802.87(占 13.75%) t·km^{-2}·a^{-1}。TPP 和 TB 值分别为 2 376.15 和 96.55 t·km^{-2}·a^{-1}, 则 TPP/TB、TPP/TR 比例分别为

46.65、2.96, 表明该生态系统仍处于发育阶段, 尚未达到稳定成熟状态。此外, FCI、FML 值分别为4.23%、2.45。

烟威渔场海域三疣梭子蟹生物量为 0.053 $t·km^{-2}$, 当其生物量增加至0.482 4 $t·km^{-2}$(为当前生物量的9.1倍)时, 其他虾类功能组的EE值达到1, 标志着达到三疣梭子蟹最大增殖生态容量。达到增殖生态容量时, TPP、CI、SOI、FML 值与增殖前保持一致, 但来自初级生产者、碎屑的能量转化效率和总能量转化效率分别升高至6.87%、7.21%、6.99%, TST、TC、TR、TB 值分别升高至 5 843.27、1 434.65、805.41、96.98 $t·km^{-2}·a^{-1}$, 而 TFD 和 TE 值及 TPP/TR、TPP/TB、FCI 比例(值)分别降低至2 032.54、1 570.67 $t·km^{-2}·a^{-1}$ 及 2.95、46.26、4.20%。当三疣梭子蟹的生物量达到增殖生态容量时, 生态系统的主要特征参数变化幅度较小, 增殖前后生态系统的稳定性和复杂性保持基本不变。

表 4　烟威渔场海域生态系统总体特征参数表

Tab. 4　Characteristic parameters of the Yan-Wei fishing ground ecosystem

总体特征参数	增殖前	达到增殖生态容量时数值
总消耗量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	1 429.62	1 434.65
总输出量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	1 573.21	1 570.67
总呼吸量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	802.87	805.41
流向碎屑总量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	2 035.08	2 032.54
系统总流量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	5 840.78	5 843.27
系统总生产量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	2 716.98	2 718.46
总初级生产量/($t·km^{-2}·a^{-1}$)	2 376.15	2 376.15
总初级生产量/总呼吸量	2.96	2.95
总初级生产量/总生物量	46.65	46.26
总生物量(除碎屑外)	50.94	51.37
系统连接指数	0.34	0.34
系统杂食指数	0.18	0.18
系统 Finn 循环指数	4.23	4.20
系统 Finn 平均路径长度	2.45	2.45
来自初级生产者/%	6.65	6.88
来自碎屑/%	7.05	7.21
总能量转换效率/%	6.80	6.99

3　讨论

3.1　烟威渔场海域生态系统功能组组成及营养级特征

本研究中烟威渔场海域生态系统 23 个功能组的营养级在 1.00~4.16 之间, 与黄海南部海域(1.00~4.39)[35]、海州湾海域(1.00~4.31)[12]和长山列岛临近海域(1.00~4.57)[42]的生态系统功能组营养级范围相近, 均呈典型金字塔结构。烟威渔场海域浮游植物与碎屑的生物量占比高达 70.69%, 表明初级生产在该生态系统能量供给中占据重要地位, 与莱州湾和长山列岛临近海域等周边海域的研究结果类似[41-42], 但本研究中的碎屑贡献比例更高, 反映出该区域的人类活动扰动(如工程建设、养殖、拖网生产等)[43]导致的有机质积累水平较高。通过对比可以看出, 烟威渔场海域高营养级功能组的营养级水平整体低于其他海域, 这与该区域高强度的捕捞作业方式有关, 导致大型捕食者种群锐减, 而小型鱼类和无脊椎动物等低营养级生物未受到强烈捕捞压力, 营养级水平逐步上升, 从而逐渐占据主导地位[21, 35]。虽然黄鲛鳐(4.16)和细纹狮子鱼(3.89)功能组仍处于较高营养级水平, 但其能量转化效率较低, 生态功能与传统高营养级捕食者如蓝点马鲛、带鱼等[19]作为中上层快速游动的肉食性鱼类, 具备高效的主动捕食能力, 大量捕食小型中上层鱼类及虾类, 食物种类相对广泛且以高能量密度猎物为主, 这种捕食策略能快速获取能量, 维持较高的代谢水平和生长速率。而黄鲛鳐为底栖性鱼类, 主要捕食底栖鱼类、甲壳类和头足类, 其捕食行为依赖猎物主动靠近, 能量获取效率较低[43]; 细纹狮子鱼虽为游动捕食者, 但多栖息于岩礁区域, 主要以小型底栖无脊椎动物和幼鱼为食, 食物种类相对单一[44]。这些食性结构导致其在能量摄取和转化上与传统高营养级捕食者存在差异, 未能有效支撑更高层次的营养级结构。

烟威渔场海域三疣梭子蟹营养级为 3.44, 低于莱州湾(3.59)[45]、海州湾(3.47)[12]等典型海湾, 但高于舟山渔场及长江口渔场(3.34)[17]、长山列岛临近海域(2.77)[42]等开放性海域, 这主要与饵料组成或捕食压力差异有关。一方面, 典型海湾因有众多河流携带大量陆源营养盐和有机碎屑输入, 长期保持高生产力[46], 使得三疣梭子蟹的饵料来源更为广泛(双壳类、腹足类、小型甲壳类、小型底层鱼类等[12, 42], 而开放性海域季节性的生产力差异, 迫使三疣梭子蟹只能以多毛类、软体动物、小型虾类等低营养级生物为食。另一方面, 典型海湾的生态特征有利于渔业主管部门制定和实施捕捞策略、增殖放流活动和海洋牧场建设等资源养护措施[32, 46], 有利于维持海湾生态系统食物网结构的复杂性和稳定性, 相比之下, 开放性海域在高强度的生产作业, 造成高营养级生物资源衰退严重, 迫使三疣梭子蟹的食性组成以低营养级生物为主。本研究中三疣梭子蟹的营养级处于III—IV营养级之间, 在食物网中兼具“资源利用者”和“资源提供者”的双重角色, 而较低的 EE 值(0.42)表明其当前被捕食和捕捞压力较小, 增殖空间较大, 通过增殖放流一方面可以抑制低营养级生物的过度繁殖, 维持底栖群落稳定, 另一方面也为高营养级鱼类提供更多饵料资源[47]。但三疣梭子蟹营养级(3.44)与其他蟹类(3.39)、虾虎鱼类(3.39)、白姑鱼(3.41)等功能组相近, 食性组成大致相同, 存在明显的营养生态位重叠, 增殖放流可能会加剧与此类功能组生物的竞争, 而通过 Ecopath 模型及空间分布或食性分化研究, 有助于进一步优化三疣梭子蟹的增殖策略, 提升生态系统的整体稳定性和资源利用效率[48]。

3.2 烟威渔场海域生态系统能量流动及食物网结构特征

烟威渔场海域总生产量未利用率高达 65.28%, 明显超过于荣成俚岛人工鱼礁区(37.02%)[37]、胶州湾(49.41%)[49]和西南黄海(59.51%)[36], 反映出烟威渔场存在严重的能量损失。一方面, 浮游植物群落结构单一, 小型硅藻占比 72%, 难以被滤食性生物高效利用; 另一方面, 季节性层化现象阻碍了海水表层初级生产力向底层的输送[50]。烟威渔场海域的能量转化以牧食链为主, 能流占比为 56%, 表明该海域生态系统能量传递主要依赖浮游植物驱动的牧食链, 这一特征也受到包括陆源营养输入、上升流输送营养盐等多重因素的影响。例如, 烟威渔场沿岸的夹河、黄水河等携带的陆源营养物质, 促进了该海域初级生产力的提升[51]; 黄海中央冷水团周围的带状上升流可将海水底层营养盐输送至表层, 为浮游植物生长提供充足的养分, 进一步增强牧食链的能量传递[52]。但是, 牧食链中II到III营养级的能力转化效率仅为3.79%, 这一结果除了与浮游植物群落结构单一和海水层化现象有关外, 还与鳀等物种洄游[21]、种间竞争(小型甲壳类和其他小型底栖动物)[53]、某些关键竞争种(如虾虎鱼类)对II营养级生物的饵料资源占用有关。此外, 局部海域偶发的水母高丰度现象也可能对低营养级生物的能量传递路径造成一定干扰[54]。烟威渔场海域碎屑链能流占比 44%, 与西南黄海(43%)[36]、舟山渔场海域(43%)[55]、但高于荣成俚岛人工鱼礁区(39%)[37], 这说明该生态系统也依赖底栖分解过程来维持能量循环, 这也与本研究中多毛类等底栖生物功能组丰度较高相一致, 而碎屑链的能量高效转化(碎屑到II营养级效率 9.24%), 能起到缓冲初级生产波动的作用。同时, 烟威渔场海域IV到V营养级的能量转化效率在牧食链(10.62%)和碎屑链(12.21%)均达到峰值, 与长江口及毗邻水域[56]、莱州湾朱旺人工鱼礁区[57]、西南黄海[36]的研究结果一致, 表明高营养级生物可通过摄食策略优化等途径实现能量传递最大化。三疣梭子蟹(3.44)是 III 营养级的重要功能组, 增殖后, 可使初级生产、碎屑到营养级的能量转化效率分别提升 0.1%、0.46%, 而使碎屑链、牧食链II到 III 营养级的能量转化效率分别提升 1.27%、1.59%, 表明烟威渔场底栖生物增殖策略具有能效优势。

烟威渔场海域生态系统的食物网呈现典型的双链结构(牧食链与碎屑链), 但 CI 值(0.34)明显低于复杂海湾系统(大亚湾 0.36, 莱州湾 0.40)[10, 15], 表明烟威渔场海域食物网缺乏跨链的杂食性物种, 造成能量传递路径单一化, 抗干扰能力弱[58]。SOI 值(0.18)与纬度相近的其他海域生态系统相似(SOI=0.18~0.22)[35-36, 42], 该海域由于仅有底栖动物和小型鱼类在两条食物链中承担中间消费者角色(生物量占比 20.29%), 缺乏广食性物种, 功能群特化严重。而大型鱼类(如蓝点马鲛、黄鲛鳚等)高度依赖小型鱼类, 导致鳀等关键饵料鱼类的 EE 值易接近 1, 也限制了生态系统的承载弹性。碎屑链的核心节点为双壳类和多毛类, 这些底栖动物的生物扰动效应能促进碎屑再矿化[11], 但其主要被虾蟹类和小型鱼类利用, 缺乏多层级消费者, 而近年来频发的夏季底层缺氧事件导致双壳类死亡率上升[59], 威胁碎屑链的稳定

性。三疣梭子蟹主要以底栖动物如双壳类、多毛类等为食，增殖三疣梭子蟹将会加剧底栖动物消耗。

3.3 烟威渔场海域三疣梭子蟹增殖生态容量评估

本研究中 Ecopath 模型 Pedigree 指数为 0.538，模型质量在同类研究中处于合理范围内[12, 15, 42]，模型输入参数和系统总体特征参数可信度较高，这对准确评估烟威渔场生态系统结构与功能及三疣梭子蟹增殖生态容量奠定了坚实基础。增殖前，烟威渔场海域生态系统的 TPP/TR(2.96)和 TPP/TB(46.65)表明其处于相对脆弱的发育阶段，与莱州湾[16]、海州湾[12]等处于类似阶段的研究结论一致，这也表明该生态系统能量积累不足，限制了高营养级生物承载量。TST (5 840.78 $t\cdot km^{-2}\cdot a^{-1}$)高于西南黄海海域(3 997.26 $t\cdot km^{-2}\cdot a^{-1}$)[36]，但 TFD 占比(34.84%)与黄河口生态系统相似(34.41%~42.09%)[60]，该海域同时呈现出高生产力与低能量利用效率的特征，这种生态条件支撑了较高的底栖生物量水平，为三疣梭子蟹提供了充足的饵料资源。而较低的 CI 值(0.34)和 SOI 值(0.18)表明该海域食物网结构和营养相互关系相对简单[61]，这也与莱州湾海域生态系统(TPP/TR=1.40, CI=0.30, SOI=0.33)[39]的研究结果相类似，多数功能组生物选择 *r* 对策来保证种群生存繁衍。FCI(4.23%)和 FML(2.45)明显低于成熟的生态系统，如加泰罗尼亚地海湾(5.19%, 4.27)[62]和印度孟加拉湾(10.59%, 2.99)[63]，进一步说明烟威渔场海域生态系统能量的低循环率与较短流动路径，再次印证了该生态系统的脆弱性。增殖后，初级生产者能量转化效率提升至 6.87%，而流向碎屑总量降低至 2 023.54 $t\cdot km^{-2}\cdot a^{-1}$，这与海州湾[12]、莱州湾[16]增殖前后变化趋势相同，表明三疣梭子蟹通过摄食行为促进了能量向高营养级传递，优化了系统能量利用效率。FCI 仅降低 0.03%(4.23%→4.20%)，说明三疣梭子蟹增殖可以缓冲生物量剧增给生态系统造成的压力，但不破坏生态系统结构的稳定性系统[45]，凸显出三疣梭子蟹可作为烟威渔场的关键功能组对上下层能量流的调节发挥重要作用。

烟威渔场海域三疣梭子蟹的现存生物量为 0.053 $t\cdot km^{-2}$，仅占增殖生态容量(0.482 4 $t\cdot km^{-2}$)的 10.98%，与莱州湾(1.107 $t\cdot km^{-2}$)[16]、舟山渔场和长江口渔场临近海域(1.125 $t\cdot km^{-2}$)[17]和海州湾(3.023 6 $t\cdot km^{-2}$)[12]的增殖生态容量相比，烟威渔场的增殖生态容量相对较低。然而由于其现存生物量低于上述海域，表明该海域具有较大的增殖潜力。假定三疣梭子蟹在 0~1 龄时只存在自然死亡，且在 1 龄时达到增殖生态容量，结合杨刚[3]的三疣梭子蟹生物学特征，及其自然死亡系数 *M*(1.19)、总死亡系数 *Z*(3.96)和捕捞死亡系数 *F*(2.77)等参数，可据此推算出达到增殖生态容量时的三疣梭子蟹生物放流数量。计算结果表明，达到增殖生态容量时可放流的三疣梭子蟹苗种密度为 1.586 t/km^2，以 0.1 g/只计(稚蟹二期)，三疣梭子蟹苗种放流数量为 3 914.37 亿只。该数值仅代表生态系统的理论承载能力，现有研究资料指出，当种群达到增殖生态容量一半时可达最大生长率[55, 64]，因此，建议放流稚蟹二期数量为 1 957.19 亿只蟹苗，从而实现生态与经济效益的协调发展。达到增殖生态容量时，其他虾类功能组 EE 值达到阈值，这与海州湾研究中虾虎鱼科、口虾蛄功能组对三疣梭子蟹的负影响一致[9]，表明烟威渔场虾类与三疣梭子蟹的饵料竞争(如多毛类)更为激烈。这一结果说明在三疣梭子蟹增殖过程中需针对虾虎鱼科、口虾蛄等资源设定专项捕捞配额，降低种间竞争压力，同时动态监测虾类尤其是鹰爪虾(*Trachysalambria curvirostris*)、葛氏长臂虾(*Trachysalambria curvirostris*)、日本鼓虾(*Alpheus japonicus*)等 EE 值的动态变化，及时防止竞争失衡产生的放流存活率和生长率低等不利影响。同时，可在增殖区域采取底播养殖多毛类措施以提升生态系统基础承载力，也可在增殖区域布设人工鱼礁，通过改变底质渗透性提高碎屑再利用率。综上，基于烟威渔场海域生态系统“高基础生产力–低能量效率–强种间竞争”的特征，该区域的增殖放流管理策略需完成从“单一物种放流”向“系统功能修复”的转变，借助 Ecopath 模型与实地监测的结合与动态反馈，从而实现增殖生态容量理论的动态校准，为该区域的渔业资源的养护与开发利用提供范式参考。

参考文献:

[1] 李继龙，曹坤，丁放，等. 基于渔获物统计的中国近海鱼类营养级结构变换及其与捕捞作业的关系[J]. 中国水产科学, 2017, 24(1): 109-119.
LI Jilong, CAO Kun, DING Fang, et al. Changes in trophic-level structure of the main fish species caught by China and their relationship with fishing method[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2017, 24(1): 109-119.

[2] 刘静，宁平. 黄海鱼类组成、区系特征及历史变迁[J]. 生物多样性, 2011, 19(6): 764-769.
LIU Jing, NING Ping. Species composition and faunal characteristics of fishes in the Yellow Sea[J]. Biodiversity

Science, 2011, 19(6): 764-769.

[3] 杨刚. 山东近海蟹类群落结构及三疣梭子蟹生长参数、资源量研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2017.
YANG Gang. On community structure of crab and biological parameters and stock number of *Portunus trituberculatus* in Shandong offshore[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2017.

[4] GILLIE E R, BRYNDUM-BUCHHOLZ A, WILLIS S G, et al. Exploring novel North Water Polynya ecosystems under climate change[J]. PLoS Climate, 2024, 3(10): e0000490.

[5] CHRISTENSEN V, WALTERS C J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations[J]. Ecological Modelling, 2004, 172(2/4): 109-139.

[6] DE MUTSERT K, STEENBEEK J, LEWIS K, et al. Exploring effects of hypoxia on fish and fisheries in the northern Gulf of Mexico using a dynamic spatially explicit ecosystem model[J]. Ecological Modelling, 2016, 331(2016): 142-150.

[7] MCGILL L M, GERIG B S, CHALONER D T, et al. An ecosystem model for evaluating the effects of introduced Pacific salmon on contaminant burdens of stream-resident fish[J]. Ecological Modelling, 2017, 355(2017): 39-48.

[8] SWAIN P R, PARIDA P K, 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(2023): 111002.

[9] 仝龄. Ecopath——一种生态系统能量平衡评估模式[J]. 海洋水产研究, 1999, 20(2): 103-107.
TONG Ling. Ecopath model——a mass-balance modeling for ecosystem estimation[J]. Progress in Fishery Sciences, 1999, 20(2): 103-107.

[10] 黄梦仪, 徐姗楠, 刘永, 等. 基于 Ecopath 模型的大亚湾黑鲷生态容量评估[J]. 中国水产科学, 2019, 26(1): 1-13.
HUANG Mengyi, XU Shannan, LIU Yong, et al. Assessment of ecological carrying capacity of *Sparus macrocephalus* in Daya Bay based on an Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2019, 26(1): 1-13.

[11] 姜娓娓, 房景辉, 蔺凡, 等. 胶州湾菲律宾蛤仔生态容量评估及其碳汇功能[J]. 渔业科学进展, 2022, 43(5): 61-71.
JIANG Weiwei, FANG Jinghui, LIN Fan, et al. Evaluation of ecological carrying capacity and functions of Manila clam, *Ruditapes philippinarum* in Jiaozhou Bay[J]. Progress in Fishery Sciences, 2022, 43(5): 61-71.

[12] 林群, 袁伟, 马玉洁, 等. 基于 Ecopath 模型的海州湾三疣梭子蟹增殖生态容量研究[J]. 水生态学杂志, 2022, 43(6): 131-138.
LIN Qun, YUAN Wei, MA Yujie, et al. Evaluation of project to enhance the ecological carrying capacity of swimming crab (*Portunus trituberculatus*) in Haizhou Bay[J]. Journal of Hydroecology, 2022, 43(6): 131-138.

[13] 杨舒帆, 叶少文, 徐军, 等. 基于 Ecopath 模型的鄱阳湖生态系统“十年禁渔”效果评估[J]. 水生生物学报, 2024, 48(8): 1402-1420.
YANG Shufan, YE Shaowen, XU Jun, et al. Evaluation of the effects on “10-year fishing ban” in Poyang Lake Ecosystem based on Ecopath model[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2024, 48(8): 1402-1420.

[14] 刘子萌, 冯民权, 杨锐婧, 等. 基于 Ecopath 模型的漳泽水库生态系统特征及鲢、鳙生态容量评估[J]. 水生生物学报, 2024, 48(9): 1553-1565.
LIU Zimeng, FENG Minquan, YANG Ruijing, et al. Ecological system characteristics and ecological capacity of *Hypophthalmichthys Molitrix* and *Aristichthys Nobilis* in the Zhangze Reservoir based on Ecopath model[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2024, 48(9): 1553-1565.

[15] 丁夏阳, 孙昕, 董建宇, 等. 莱州湾芙蓉岛人工鱼礁区生态系统能量流动及仿刺参生态容量评估[J]. 渔业科学进展, 2023, 44(1): 13-23.
DING Xiayang, SUN Xin, DONG Jianyu, et al. Assessment of ecosystem energy flow and ecological capacity of *Apostichopus japonicus* in the Furong Island artificial reef, Laizhou Bay[J]. Progress in Fishery Sciences, 2023, 44(1): 13-23.

[16] 张明亮, 冷悦山, 吕振波, 等. 莱州湾三疣梭子蟹生态容量估算[J]. 海洋渔业, 2013, 35(3): 303-308.
ZHANG Mingliang, LENG Yueshan, LV Zhenbo, et al. Estimating the ecological carrying capacity of *Portunus trituberculatus* in Laizhou Bay[J]. Marine Fisheries, 2013, 35(3): 303-308.

[17] 徐雪, 唐伟尧, 王迎宾. 舟山渔场及长江口渔场临近海域三疣梭子蟹增殖容量估算[J]. 南方水产科学, 2019, 15(3): 126-132.
XU Xue, TANG Weiyao, WANG Yingbin. Releasing capacity of *Portunus trituberculatus* enhancement in Zhoushan fishing ground and Yangtze river estuary fishing ground and their adjacent waters[J]. South China Fisheries Science, 2019, 15(3): 126-132.

[18] 董婧, 刘海映, 许传才, 等. 黄海北部近岸鱼类的群落结构[J]. 大连海洋大学学报, 2004, 19(2): 132-137.
DONG Jing, LIU Haiying, XU Chuancai, et al. Community structure of fish in the coast of northern Yellow Sea[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2004, 19(2): 132-137.

[19] 张波, 唐启升, 金显仕. 黄海生态系统高营养层次生物群落功能群及其主要种类[J]. 生态学报, 2009, 29(3): 1099-1111.
ZHANG Bo, TANG Qisheng, JIN Xianshi. Functional groups of communities and their major species at high trophic level in the Yellow Sea ecosystem[J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(3): 1099-1111.

[20] 姜俊楠. 山东省渔业资源现状及前景分析[D]. 烟台: 烟台大学, 2017.
JIANG Junnan. Present situation and foreground analysis of fisheryresources in Shandong[D]. Yantai: Yantai University, 2017.

[21] 崔培东, 卞晓东, 张雨轩, 等. 黄海北部近岸海域渔业生物群落结构[J]. 水产学报, 2024, 48(4): 110-129.
CUI Peidong, BIAN Xiaodong, ZHANG Yuxuan, et al. Community structure of fishery organisms in offshore waters of the North Yellow Sea[J]. Journal of Fisheries of China, 2024, 48(4): 110-129.

[22] 中华人民共和国农业部. SC/T 9403—2012 海洋渔业资源调查规范[S]. 北京: 中国农业出版社, 2012.

[23] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋调查规范第 6 部分: 海洋生物调查: GB/T 12763.6—2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.

[24] 刘瑞玉. 中国海洋生物名录[M]. 北京: 科学出版社, 2008: 903-1066.
LIU Ruiyu. Checklist of marine biota of China Seas[M]. Beijing: Science Press, 2008: 903-1066.

[25] 朿蕴芳, 韩茂森. 中国海洋浮游生物图谱[M]. 北京: 海洋出版社, 1993: 70-179.

[26] 全国海洋标准化技术委员会. 海洋调查规范 第 8 部分: 海洋地质地球物理调查: GB/T 12763.6-2007[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.

[27] Cambardella C A, Elliott E T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence[J]. Soil Science Society of America Journal, 1992, 56(3): 777-783.

[28] 廖芊意. 上高县不同耕地土壤溶解性有机碳的剖面特征及其微生物影响机制[D]. 南昌: 江西农业大学, 2024.
LIAO Qianyi. Profile characteristics of soil dissolvedorganic carbon in different cultivated landand its mechanism of microbial influence in Shanggao County[D]. Nanchang: Jiangxi Agricultural University, 2024.

[29] 杨蕊, 魏秀锦, 韩东燕, 等. 基于稳定同位素技术的浙江南部近海前肛鳗摄食习性及营养级分析[J]. 海洋渔业, 2023, 45(5): 532-543.
YANG Rui, WEI Xiujin, HAN Dongyan, et al. Feeding habits and trophic level of *Dysomma anguillar*e in the offshore waters of southern Zhejiang based on stable isotope analysis[J]. Marine Fisheries, 2023, 45(5): 532-543.

[30] LIÉNART C, KARLSON A M L, GARBARAS A, et al. Spatio-temporal variation in stable isotope and elemental composition of key-species reflect environmental changes in the Baltic Sea[J]. Biogeochemistry, 2021, 156(2021): 45-64.

[31] CHRISTENSEN V, PAULY D. Ecopath II: a software for balancing stead-state ecosystem models and calculating network characteristics[J]. Ecological Modelling, 1992, 61(1992): 169-185.

[32] 杨红生. 海洋牧场监测与生物承载力评估[M]. 北京: 科学出版社, 2018: 105-130.

[33] 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.

[34] JONES J G. A guide to methods for estimating microbial number sand biomass in freshwater[M]. Ambleside: Freshwater Biological Association, 1979.

[35] 林群. 黄渤海典型水域生态系统能量传递与功能研究[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2012.
LIN Qun. Studies on the ecosystem energy transfer and function in thetypical waters of Yellow and Bohai Sea[D]. Qingdao: Ocean University of China, 2012.

[36] 王玮, 王俊杰, 左平, 等. 基于 Ecopath 模型的西南黄海生态系统结构和能量流动分析[J]. 应用海洋学学报, 2019, 38(4): 528-539.
WANG Wei, WANG Junjie, ZUO Ping, et al. Analysis of structure and energy flow in southwestern Yellow Seaecosystem based on Ecopath model[J]. Journal of Applied Oceanography, 2019, 38(4): 528-539.

[37] 吴忠鑫, 张秀梅, 张磊, 等. 基于 Ecopath 模型的荣成俚岛人工鱼礁区生态系统结构和功能评价[J]. 应用生态学报, 2012, 23(10): 2878-2886.
WU Zhongxin, ZHANG Xiumei, ZHANG Lei, et al. Structure and function of Lidao artificial reef ecosystem in Rongcheng of Shandong Province, East China: An evaluation based on Ecopath model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2012, 23(10): 2878-2886.

[38] MORISSETTE L. Complexity, cost and quality of ecosystem models and their impact on resilience: A comparative analysis, with emphasis on marine mammals and the Gulf of St. Lawrence[D]. Vancouver: University of British Columbia, 2007.

[39] CUI W H, XU B Q, DONG X Q, et al. Comparative study of the characteristics of the energy flow and food web structure in the Laizhou Bay ecosystem based on the Ecopath and LIM-MCMC models[J]. Frontiers in Marine Science, 2025, 12: 1572355.

[40] 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(2016): 173-184.

[41] 林群, 李显森, 李忠义, 等. 基于 Ecopath 模型的莱州湾中国对虾增殖生态容量[J]. 应用生态学报, 2013, 24(4): 1131-1140.
LIN Qun, LI Xiansen, LI Zhongyi, et al. Ecological carrying capacity of chinese shrimp stock enhancement in Laizhou Bay of East China based on Ecopath

model[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(4): 1131-1140.

[42] 徐晓卉, 尹洁, 刘淑德, 等. 基于Ecopath模型的长山列岛邻近海域褐牙鲆增殖生态容量研究[J]. 中国海洋大学学报, 2024, 54(2): 63-72.
XU Xiaohui, YIN Jie, LIU Shude, et al. Ecological carrying capacity of *Paralichthys olivaceus* of the adjacent waters of Changshan Islands estimated with Ecopath Model[J]. Periodical of Ocean University of China, 2024, 54(2): 63-72.

[43] 陈雯, 苏程程, 滕广亮, 等. 夏、冬季青岛近岸海域渔业生物群落结构特征[J]. 渔业科学进展, 2024, 45(6): 13-23.
CHEN Wen, SU Chengcheng, TENG Guangliang, et al. Fishery communities in the coastal waters of Qingdao in summer and winter[J]. Progress in Fishery Sciences, 2024, 45(6): 13-23.

[44] 李建生, 袁兴伟, 张辉. 东海北部和黄海南部细纹狮子鱼栖息地分布的季节变化[J]. 海洋渔业, 2023, 45(6): 654-661.
LI Jiansheng, YUAN Xingwei, ZHANG Hui. Seasonal variation in habitat distribution of Liparis tanakae in the northern East China Sea and southern Yellow Sea[J]. Marine Fisheries, 2023, 45(6): 654-661.

[45] 丛旭日. 莱州湾蟹类群落结构以及三疣梭子蟹营养生态位的研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2015.
CONG Xuri. Community structure of crab and trophic niche of *Portunus trituberculatus* in Laizhou Bay[D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2015.

[46] 张德普, 张国光, 王田田, 等. 莱州湾东部海域底层游泳动物群落结构特征及其季节变化[J]. 海洋渔业, 2024, 46(1): 72-85.
ZHANG Depu, ZHANG Guoguang, WANG Tiantian, et al. Community structure and seasonal variation of demersal nekton in the eastern waters of Laizhou Bay[J]. Marine Fisheries, 2024, 46(1): 72-85.

[47] 张秀梅, 王熙杰, 涂忠, 等. 山东省渔业资源增殖放流现状与展望[J]. 中国渔业经济, 2009, 27(2): 51-58.
ZHANG Xiumei, WANG Xijie, TU Zhong, et al. Current status and prospect of fisheries resource enhancement in Shandong Province[J]. Chinese Fisheries Economics, 2009, 27(2): 51-58.

[48] 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.

[49] 马孟磊, 徐姗楠, 许友伟, 等. 基于 Ecopath 模型的胶州湾生态系统比较研究[J]. 中国水产科学, 2018, 25(2): 413-422.
MA Menglei, XU Shannan, XU Youwei, et al. Comparative study of Jiaozhou Bay ecosystem based on an Ecopath model[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2018, 25(2): 413-422.

[50] YANG B, GAO X L, XING Q G. Geochemistry of organic carbon in surface sediments of a summer hypoxic region in the coastal waters of northern Shandong Peninsula[J]. Continental Shelf Research, 2018, 171(2018): 113-125.

[51] 王猛. 人类活动影响下胶州湾和烟台近海营养环境变化及硅藻响应[D]. 上海: 华东师范大学, 2023.
WANG Meng. Nutrient environment variations and diatom response in Jiaozhou Bay and Yantai offshore under the influence of human activities[D]. Shanghai: East China Normal University, 2023.

[52] 田洪阵, 刘沁萍, Joaquim I Goes, 等. 基于 2002—2018 年 MODIS 数据的黄海叶绿素 *a* 时空变化研究[J]. 海洋通报, 2020, 39(1): 101-110.
TIAN Hongzhen, LIU Qinping, GOES J I, et al. Temporal and spatial changes in chlorophyll-*a* concentrations in the Yellow Sea from 2002 to 2018 based on MODIS data[J]. Marine Science Bulletin, 2020, 39(1): 101-110.

[53] 颜云榕. 北部湾主要鱼类摄食生态及食物关系的研究[D]. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2010.
YAN Yunrong. Feeding ecology and food relations of the main fishes in the Beibu Gulf, South China Sea[D]. Qingdao: Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2010.

[54] 李建生, 凌建忠, 程家骅. 秋季东海北部和黄海南部沙海蜇资源分布及其与底层温盐度的关系[J]. 海洋渔业, 2012, 34(4): 371-378.
LI Jiansheng, LING Jianzhong, CHENG Jiahua. Distribution of *Nemopilema nomurai* and its relationship with bottom temperature and salinity in north East China Sea and south Yellow Sea in autumn[J]. Marine Fisheries, 2012, 34(4): 371-378.

[55] 郝辉擘, 蒋日进, 兰丹, 等. 基于 Ecopath 模型的舟山海域褐菖鲉(*Sebastiscus marmoratus*)生态容量评估[J]. 海洋与湖沼, 2023, 54(6): 1672-1681.
HAO Huibo, JIANG Rijin, LAN Dan, et al. Assessment of ecological carrying capacity of *Sebastiscus marmoratus* in Zhoushan Sea Area in The Ecopath Model[J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2023, 54(6): 1672-1681.

[56] 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, 30(2): 28-36.
LIN Qun, JIN Xianshi, GUO Xuewu, et al. Study on the structure and energy flow of the Yangtze River estuaryand adjacent waters ecosystem based on Ecopath Model[J]. Journal of Hydroecology, 2009, 30(2): 28-36.

[57] 杨超杰, 吴忠鑫, 刘鸿雁, 等. 基于 Ecopath 模型估算莱州湾朱旺人工鱼礁区日本蟳、脉红螺捕捞策略和刺参增殖生态容量[J]. 中国海洋大学学报, 2016, 46(11): 168-177.
YANG Chaojie, WU Zhongxin, LIU Hongyan, et al. The Fishing Strategy of *Charybdis japonica* and *Rapana venosa* and the carrying capacity of Apostichopus japonucus in Zhuwang, Laizhou artificial reef ecosystem based on Ecopath Model[J]. Periodical of Ocean University of China, 2016, 46(11): 168-177.

[58] 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.

[59] 康秦梓, 刘毅, 吴文广, 等. 夏季桑沟湾沉积物-水界面溶解氧分布和消耗的微观变化研究[J]. 渔业科学进展, 2024, 45(5): 96-108.
KANG Qinzi, LIU Yi, WU Wenguang, et al. Microscale variations in the distribution and consumption of oxygen at the sediment-water interface in Sanggou Bay in summer[J]. Progress in Fishery Sciences, 2024, 45(5): 96-108.

[60] 林群, 王俊, 李忠义, 等. 黄河口邻近海域生态系统能量流动与三疣梭子蟹增殖容量估算[J]. 应用生态学报, 2015, 26(11): 3523-3531.
LIN Qun, WANG Jun, LI Zhongyi, et al. Assessment of ecosystem energy flow and carrying capacity of swimming crab enhancement in the Yellow River estuary and adjacent waters[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2015, 26(11): 3523-3531.

[61] 肖玉林, 施凯, 许强. 海南岛热带典型天然牡蛎礁生态系统营养结构与功能评价[J]. 生态学报, 2025, 45(4): 1697-1710.
XIAO Yulin, SHI Kai, XU Qiang. An evaluation of the nutritional structure and function of the typicaltropical natural oyster reef ecosystems in Hainan Island[J]. Acta Ecologica Sinica, 2025, 45(4): 1697-1710.

[62] COLL M, PALOMERA I, TUDELA S, et al. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean[J]. Journal of Marine Systems, 2006, 59(1/2): 63-96.

[63] DUTTA S, CHAKRABORTY K, HAZRA S. Ecosystem structure and trophic dynamics of an exploited ecosystem of Bay of Bengal, Sundarban Estuary, India[J]. Fisheries Science, 2017, 83(2): 145-159.

[64] 唐启升. 关于容纳量及其研究[J]. 海洋水产研究, 1996, 17(2): 1-5.
TANG Qisheng. On the carrying capacity and its study[J]. Marine Fisheries Research, 1996, 17(2): 1-5.

Evaluation of the enhancement of the ecological carrying capacity of *Portunus trituberculatus* in the Yan-Wei fishing ground based on the Ecopath model

LI Shengfu[1], LIU Shude[2], DONG Xiuqiang[2], WANG Tiantian[3], CUI Wenhui[1], JIANG Wenliang[1], LÜ Zhenbo[1], REN Zhonghua[1]

(1. Ludong University, Institute for Advanced Study of Coastal Ecology, Yantai 264025, China; 2. Shandong Fisheries Development and Resources Conservation Center, Yantai 264003, China; 3. Yantai Marine Economy Research Institute, Yantai 264003, China)

Received: Apr. 10, 2025
Key words: Yan-Wei fishing ground; functional group; energy flow; food web structure; *Portunus trituberculatus*; ecological carrying capacity

Abstract: To scientifically guide stock enhancement strategies, this study aimed to evaluate the ecological carrying capacity of *Portunus trituberculatus* in the Yan-Wei fishing ground. During the spring, summer, autumn, and winter of 2022–2023, an Ecopath model incorporating 23 functional groups was developed using seasonally collected marine biological and environmental datasets. This model was used to characterize the energy flow and food web structure in this ecosystem and evaluate the ecological carrying capacity for the stock enhancement of *P. trituberculatus*. The trophic levels of functional groups ranged from 1.00 to 4.16, with ecological efficiency (EE) values ranging from 0.21 to 0.92. The trophic level of *P. trituberculatus* was 3.44, with an EE value of 0.42. The total energy transfer efficiency of the ecosystem was 6.80%. For primary producers and detritus, the energy transfer efficiencies were the lowest at trophic levels II and III (3.79% and 4.45%, respectively) and the highest at levels IV and V (10.62% and 12.21%, respectively). The food web was structured by grazing and detritus food chains, with the grazing food chain accounting for 56.0% of the energy flow. The connectance index and system omnivory index values were 0.34 and 0.18, respectively. The ecological carrying capacity of *P. trituberculatus* was reached when its biomass increased to 0.482 4 $t \cdot km^{-2}$ (9.1 times the current biomass), at which point the EE of another shrimp functional group reached a threshold value of 1. These findings provide a theoretical basis for optimizing stock enhancement strategies for *P. trituberculatus* in the Yan-Wei fishing ground and offer technical support for the sustainable development and management of fishery resources.

(本文编辑：杨　悦)