

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2013.00327

基于线性食物网模型估算荣成俚岛人工鱼礁区刺参和皱纹盘鲍的生态容纳量

吴忠鑫¹, 张秀梅¹, 张磊¹, 佟飞¹, 刘洪军²

1. 中国海洋大学 水产学院, 山东 青岛 266003;
2. 山东省海水养殖研究所, 山东 青岛, 266002

摘要: 俚岛人工鱼礁区是中国北方近海典型的海珍品增殖型人工鱼礁生态系统, 刺参(*Apostichopus japonicus*)和皱纹盘鲍(*Haliotis discus hannai*)是该生态系的主要增殖放流种类。基于 2009 年在荣成俚岛人工鱼礁区进行的周年生物资源调查数据, 利用 EWE 软件构建俚岛人工鱼礁区生态系统生态通道模型(Ecopath), 对该模型进行了不确定性及输入参数敏感度检验, 系统分析了俚岛人工鱼礁区生态系统特征和能量流动规律, 估算了俚岛人工鱼礁区生态系统内刺参和皱纹盘鲍的生态容纳量。模型由 19 个功能组构成, 基本涵盖了俚岛人工鱼礁区生态系统能量流动的主要过程。分析结果表明, 模型可信度 P 指数为 0.51, 小型底层鱼类生产量与生物量的比值(P/B)下降 50%会使小型底层鱼类生物量(B)估算值变化 1.36, 影响最大; 系统总流量为 10 786.680 t/(km²·a), 其中 27%流向碎屑, 17%以捕捞和沉积的形式流出系统; 系统的总初级生产力为 4 131.966 t/(km²·a); 系统的总能量转换效率为 10.5%, 流量中来自碎屑的比例为 39%, 其中的 61%直接来源于初级生产者, 能流通道以牧食食物链为主导; 刺参和皱纹盘鲍的生态容纳量为 309.4 t/km²和 198.86 t/km², 目前礁区刺参和皱纹盘鲍的生物量分别占估算生态容纳量的 31.72% 和 26.15%, 仍具有一定的增殖空间。

关键词: 人工鱼礁; 生态容纳量; 刺参; 皱纹盘鲍; 俚岛

中图分类号: S93

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2013)02-0327-11

增殖型人工鱼礁是以增殖水产资源和改善鱼类种群结构为主要目的而设计的鱼礁。一般投放于近岸浅水区域, 主要放养海参、鲍、扇贝等高价种类, 起到增殖作用^[1]。自 2005 年《山东省渔业资源修复行动计划》实施以来, 资源增殖型人工鱼礁建设以及海洋经济动物的大规模增殖放流和底播增殖在山东沿海广泛兴起。

在发展资源增殖型鱼礁的同时, 放流栖息地的生态容纳量和合理放流数量是影响增殖放流活动成功的重要因素之一^[2-4]。目前, 礁区海珍品放流数量的确定普遍是依据渔民的经验, 而放流密度的大小直接影响增殖放流的效果, 放流密度过

小, 导致礁区生产潜力发挥不足; 若放流密度过大, 超出生态系统的容纳量, 会造成海区的饵料、栖息地竞争加剧, 导致与增殖种类食性相近的物种被取代, 甚至出现生态系统功能的衰退^[5-6]。日本虾夷扇贝(*Patinopecten yessoensis*)的养殖到 20 世纪 70 年代已发展到相当大的规模, 但由于养殖密度过大, 破坏了生态平衡, 相继发生过养殖贝类的大量死亡, 因此, 科研人员从确定环境容纳量评估入手, 控制放养密度, 解决了高死亡率的问题^[7]。由此可见, 合理有效评估礁区生态系统中海参、鲍、扇贝等海珍品的生态容纳量, 对于规范礁区放流苗种密度、实现科学的资源增殖具有

收稿日期: 2012-06-13; 修订日期: 2012-09-23.

基金项目: 农业部公益性行业(农业)科研专项(200903005); 国家海洋局海洋公益性行业科研专项(200805069).

作者简介: 吴忠鑫(1985-), 男, 博士, 从事栖息地修复生态学研究. E-mail: wuzhongxin2007@126.com

通信作者: 张秀梅, 教授. E-mail: gaozhang@ouc.edu.cn

重要意义,也是促进增殖型人工鱼礁可持续发展的关键所在。

容纳量是指一个特定种群,在一个时期内,在特定的环境条件下,生态系统所支持的种群有限大小^[8]。目前国内外对于养殖贝类生态容纳量做了大量卓有成效的研究^[9-13],数学模型作为其中一种研究手段为生态容纳量的研究提供了有效平台,并有助于了解、评估和预测生态系统中复杂的过程和相互作用关系^[14]。Ecopath 模型是目前国际上较为成熟的生态容纳量评估模型之一,它是一种基于生态系统水平描述系统食物网关系的静态模型,包含了生态系统中全部营养级,成为基于生态系统水平估算生态容纳量的一种有效模型,广泛应用于各种生态系统不同营养级生物的生态容纳量研究^[5,15-18]。对于海珍品增殖过程中生态容纳量的研究,李元山等^[19]从种间关系和食性方面探讨了山东省长岛县砣矶岛增殖水域几种海珍品的生态容纳量。刑坤^[20]根据水体理化指标变化和自然沉积有机物的供饵力,结合不同温度下大规格刺参对自然生物沉积物的吸收率,研究了日照前三岛海域的刺参增殖容量。荣成俚岛人工鱼礁区作为中国北方近海典型的海珍品增殖型人工鱼礁生态系统,其结构特殊,生物资源丰富,能流结构独特,而基于生态系统水平对增殖礁区海珍品生态容纳量的研究,目前未见报道。

本研究在对俚岛人工鱼礁区进行生物资源调查的基础上,通过构建俚岛增殖型人工鱼礁生态系统能量流动模型,分析俚岛人工鱼礁生态系统的能量流动状况,借助已建立的平衡模型估算礁区刺参和皱纹盘鲍的生态容纳量。旨在为增殖型人工鱼礁区海珍品增殖结构优化和增殖型人工鱼礁的可持续发展提供参考性建议,实现增殖礁区环境、经济的可持续发展。

1 材料与方 法

1.1 研究地点

俚岛人工鱼礁区位于山东省荣成市俚岛镇,南起马他角、北至俚岛湾东端的外遮岛,由近岸礁区(水深 9~11 m)和远岸礁区(水深 20~30 m)

两个礁区组成(图 1),海域面积 97 hm²。2006—2008 年间共投大料石约 75 万块,10 万 m³、混凝土构件礁 13 015 件,6.5 万 m³空、报废渔船 60 艘,0.43 万 m³空,形成 12 个人工鱼礁群。本模型将近岸人工鱼礁区作为模拟区域,如图 1 中 ABCD 框选区域所示。

1.2 Ecopath 模型建立

1.2.1 功能组的划分 依据生态学或生物分类学地位相似的物种集合,划分俚岛增殖型人工鱼礁生态系统模型功能组,礁区具有重要经济价值或生态功能的物种划作一个独立的功能组。其中根据礁区调查出现的鱼类与鱼礁结构的对应位置关系将鱼类划分成 3 个功能组^[21], 型鱼类: 栖息于鱼礁内部或鱼礁空隙之中,喜欢依靠皮肤、侧线直接接触固体物的趋触性鱼类; 型鱼类: 在鱼礁附近游动栖息的鱼类,其趋礁性不如 型鱼强烈; 型鱼类: 喜欢滞留在鱼礁上方的洄游性中上层鱼类。

1.2.2 营养级的计算方法 营养级的计算采用:

$$TL_i = 1 + \sum_{j=1}^n DC_{ij} TL_j$$

其中, TL_i 生物 i 的营养级; TL_j 为生物 i 摄食饵料 j 的营养级。计算使用的初始营养层次(绿色植物)营养级数采用目前国际通用的营养级划分标准,即将第 1 营养层次的绿色植物定位 级;植食者为第 2 营养层次(初级消费者),营养级定位 级;以植食动物为食的肉食动物为第 3 营养层次(次级消费者),营养级定位 级;依次类推。 DC_{ij} 为饵料 j 在生物 i 的食物中所占的比例。

1.2.3 功能组生物学参数来源 本模型采用 $t/(km^2 \cdot a)$ 来表示能量在系统中的流动。模型中大型无脊椎动物和鱼类的生物量(B)主要来自建礁后第 4 年(2009 年)的跟踪调查结果(样品采集与分析按《海洋调查规范》GB/T12763.6-2007 执行^[22]),取样方式包括礁区周边的季度月小型拖网调查,礁区内鱼类和大型无脊椎动物采用潜水样方调查和水下摄像,并结合刺网、鱼笼等作业方式对礁区渔获物进行生物学分析,估算岩礁鱼类的生物量。由于受取样操作方式所限,潜水样方调查采

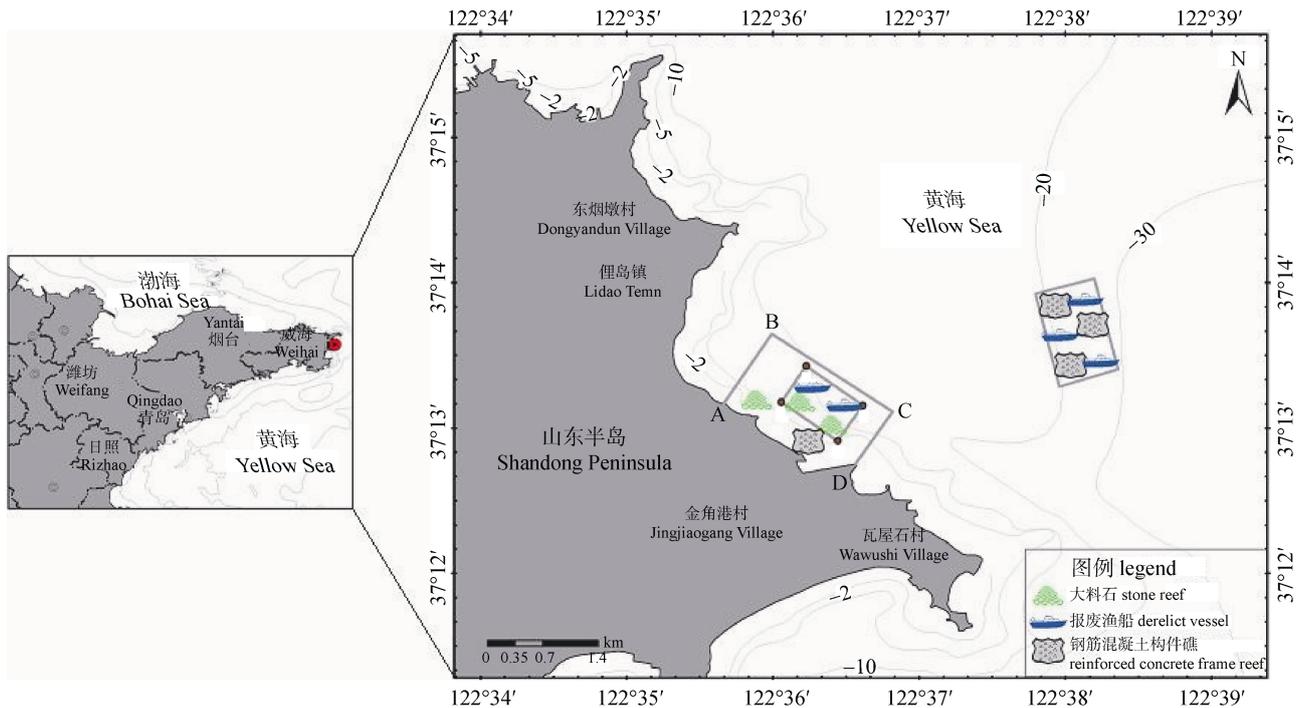


图 1 俚岛人工鱼礁生态系统研究区域示意图

Fig. 1 Sketch map of Lidao artificial reef zone

集到的主要是活动能力微弱或不活动的个体及较大的动、植物，而礁区内的小型底层鱼类和其他底栖动物的生物量很难定量，则通过模型估算获得。模型中鱼类功能组的 P/B 和 Q/B 参数 (P —生产量, Q —消耗量, B —生物量) 参考 www.fishbase.org^[23] 确定, 对于其他包含不同种类的功能组, 由于很难确定其 P/B 比值和 Q/B 值, 本研究参考纬度和生态系统特征与荣成俚岛人工鱼礁区生态系统大体相同的加拉帕格斯潮下带岩礁生态系统模型^[24]和渤海生态通道模型^[25]中的类似功能组。浮游异养细菌的生物量和生产量参考黄海异养细菌的生态学研究^[26], 以 6.0606 ^[27] 为系数从碳单位转换为湿重; 有机碎屑的生物量参考 Pauly^[28] 提出的线性模型: $\lg D = -2.41 + 0.954 \lg P_p + 0.863 \lg E$ 进行估算, 式中 D 为碎屑生物量, $g(C)/m^2$; P_p 为初级生产力, $g(C)/(m^2 \cdot a)$; E 真光层深度, m ; 浮游植物的生物量通过叶绿素 a 进行换算^[29]。功能组的食物组成矩阵 (diet composition, DC) 来自于采样鱼类的胃含物分析。渔获量统计数据来自高绿水产公司的统计数据。

1.2.4 Ecopath 模型调试 Ecopath 模型的调试过程是使生态系统的输入和输出保持平衡, 模型平衡满足的基本条件是: $0 < EE < 1$ 。EE (EE—功能组的生态营养效率) 是一个较难获得的参数, 在 Ecopath 模型的输入参数中, 通常设大部分功能组的 EE 为未知数, 当输入原始数据, 初始参数化估计后, 不可避免地得到一些功能组的 $EE > 1$ (不平衡功能组), 通过反复调整不平衡功能组的食物组成以及其他参数, 直至所有 $0 < EE < 1$, 使能量在整个系统中的流动保持平衡, 从而获得生态系统其他生态学参数的合理值。

1.2.5 Ecopath 模型的不确定性及其数据敏感性分析

Ecopath 模型输入参数的不确定性可以通过 Pedigree 指数 (简称 P 指数) 来分析。计算的 P 指数可以量化评价数据和模型的整体质量^[30]。对于每一输入的参数, 按照数据来源的质量进行排序 (次序为直接测定、经验估算、来自其他模型、其他参考文献)。对于 B 、 P/B 、 Q/B 及 DC 等参数, 不确定性的范围为 $0 \sim 1$ 。基于每个功能组的 P 指数, 用于评价特定生态系统 Ecopath 模型的总体质量

指标。P 指数可用下式计算:

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{I_{ij}}{n}$$

其中, I_{ij} 表示模型中功能组 i 的 P 指数, n 代表总功能组数, j 代表 B 、 P/B 、 Q/B 、渔获量和食性参数。

为了确定 Ecopath 模型基本输入中未确定参数水平对模型精度的影响, 以及计算输入数据在一定区间的变化率对估算数据变化率的影响程度, 需要进行 Ecopath 模型建立中的数据敏感性分析, 分析 4 类基本输入参数中 B 、 P/B 、 EE 对估算参数 B 的敏感性。模型通过模拟所有基本输入参数 (P/B , B , EE , Q/B) 以 10% 的步长发生改变, 变动范围位于 -50% 到 +50% 之间, 以测试这种变化对每个功能组缺省值的影响。数据敏感性计算: (估计参数 - 原始参数) / 原始参数^[30]。

1.2.6 生态系统的总体特征参数 Ecopath 模型中包含诸多可以表示系统的规模、稳定性和成熟度等系统特征的指标。系统总流量 (total system throughput, TST) 是表征系统总体规模的指标, 它是总消耗 (total consumption, TC)、总输出 (total exports, TEX)、总呼吸 (total respiratory flows, TR) 以及流向碎屑能量 (total flows into detritus, TDET) 的总和。流向碎屑能量指各功能组中进入碎屑的能量总和, 即进入分解者亚系统的量, 包括摄食后未吸收的生物量、粪便、因疾病和活到生理寿命的死亡等而最终未被利用的能量总和。系统输出量 (包括被捕捞和沉积脱离系统的量), 是指流出生态系统, 不再参与生态系统循环的能量。净系统生产量 (net system production, NSP) 是总初级生产力和总呼吸量的差值。连接指数 (connectance index, CI) 和系统杂食指数 (system omnivory index, SOI), 均是反应系统内部联系复杂程度的指标。净系统生产量表示所有生产者的生产力之和。Finn's 循环指数 (Finn's cycling index, FCI) 指的是系统中重新进入再循环的营养流总量与系统总流量的比值; 而 Finn's 平均路径长度 (Finn's mean path length, FML) 指的是每个循环流经食物链的平均长度。聚合度 A , 反映各个功能

组间相互作用的程度。其他包括总生产量 (total production, TP), 总初级生产力 (calculated total net primary production, TPP), 总生物量 (total biomass, TB), 总初级生产力/总生物量 (total primary production/total biomass, TPP/TB), 总初级生产力/总呼吸量 (total primary production/total respiration, TPP/TR)。

1.2.7 生态系统的生态容纳量 参考 Jiang^[15] 的研究, 本研究将生态容纳量定义为大量引入目标种后未明显改变生态系统的主要能量流动和食物网结构的目标种最大承载水平。为估算礁区海珍品的生态容纳量, 首先要构建反映礁区目前能流状态的 Ecopath 模型。通过逐步提高模型中目标种类的生物量, 来代表实际生产中目标种类增殖规模的扩大 (相应捕捞产量也随之增加), 如果大幅度地提高某一目标种的生物量, 势必会对系统内食性联系紧密的种类产生影响, 同时引起系统能流的变化, Ecopath 模型必须要调整其他参数使系统重新平衡, 在反复迭代的过程中确定目标种的生态容纳量。因此, 如果提高目标种的生物量直至发现系统中另一功能群的 $EE > 1$, 意味着此时系统允许的生态容纳量即为生态容纳量。

2 结果与分析

2.1 模型构建

对俚岛人工鱼礁区生态系统进行 Ecopath 模型构建, 其中功能组参数的输入和模型调试的结果见表 1, 该生态系统特征总体统计学参数见表 2。

2.2 Ecopath 模型不确定性及数据敏感性分析

本研究构建的 Ecopath 模型质量 P 指数为 0.51, 与全球 150 个 Ecopath 模型的质量 P 指数范围 0.16 ~ 0.68 相比^[31], 处于中上等水平。表明该模型输入数据的可靠性较好, 模型的可信度较高。

俚岛人工鱼礁区生态系统 Ecopath 模型中, 输入数据的变化率在 -0.500 ~ 0.500 范围内变化时, 估算数据变化率在 -0.434 ~ 1.362 变动, 即输入数据变化时, 相关估算数据有减小或增大两种可能, 其中减小的最大值是 0.434, 增大的最大值

表 1 荣成俚岛增殖型人工鱼礁生态系统 Ecopath 模型功能组估算参数

Tab.1 The basic input and output (in black) parameters of groups as estimated by Ecopath for Lidao artificial reef ecosystem

| 功能组 functional group | 生物量/(t·km ⁻²) biomass | P/B(a ⁻¹) | Q/B(a ⁻¹) | 生态营养 效率 EE | 渔获量/(t·km ⁻² ·a ⁻¹) catch | 营养级 trophic level |
|--------------------------------------|--------------------------------------|-----------------------|-----------------------|---------------|---|----------------------|
| 1 型鱼类 style fishes | 0.091 | 0.850 | 4.800 | 0.242 | 0.010 | 3.718 |
| 2 型鱼类 style fishes | 0.083 | 0.920 | 3.800 | 0.527 | 0.005 | 3.637 |
| 3 型鱼类 style fishes | 0.252 | 1.070 | 8.800 | 0.234 | 0.040 | 3.609 |
| 4 许氏平鲉 <i>Sebastes schlegelii</i> | 1.126 | 1.420 | 5.800 | 0.271 | 0.400 | 3.514 |
| 5 大泷六线鱼 <i>Hexagrammos otakii</i> | 0.583 | 1.240 | 8.300 | 0.504 | 0.060 | 3.445 |
| 6 小型底层鱼类 small demersal fishes | 1.980 | 1.340 | 15.150 | 0.850 | — | 3.259 |
| 7 小型中上层鱼类 small pelagic fishes | 2.600 | 2.370 | 7.900 | 0.541 | 0.300 | 3.137 |
| 8 刺参 <i>Apostichopus japonicus</i> | 98.000 | 0.600 | 3.360 | 0.688 | 40.000 | 2.097 |
| 9 皱纹盘鲍 <i>Haliotis discus hannai</i> | 52.500 | 0.460 | 9.940 | 0.681 | 16.000 | 2.044 |
| 10 甲壳类 Crustacean | 11.403 | 4.800 | 14.500 | 0.599 | — | 2.645 |
| 11 头足类 Cephalopod | 0.250 | 2.940 | 11.970 | 0.792 | — | 3.411 |
| 12 软体类 Mollusca | 24.700 | 4.425 | 17.200 | 0.641 | — | 2.179 |
| 13 棘皮类 Echinoderm | 95.600 | 1.300 | 4.700 | 0.260 | 30.000 | 2.063 |
| 14 其他底栖动物 other benthos | 10.365 | 2.000 | 27.800 | 0.628 | — | 2.160 |
| 15 浮游动物 zooplankton | 10.738 | 25.000 | 122.100 | 0.755 | — | 2.000 |
| 16 异养细菌 heterotrophic bacteria | 1.258 | 84.060 | 171.551 | 0.399 | — | 2.005 |
| 17 底栖藻类和海草 benthic algae and seaweed | 283.000 | 9.880 | — | 0.378 | — | 1.000 |
| 18 浮游植物 phytoplankton | 18.763 | 71.200 | — | 0.941 | — | 1.000 |
| 19 有机碎屑 detritus | 130.000 | — | — | 0.381 | — | 1.000 |

注: 黑体部分为模型估算值, B-生物量, P-生产量, Q-消耗量。

Note: estimated parameters in bold by model, P-production, B-biomass, Q-consumption.

表 2 荣成俚岛人工鱼礁生态系统的总体统计学参数

Tab. 2 Summary of system attributes obtained for Lidao artificial reef ecosystem by Ecopath

| 特征参数 attribute parameter | 数值 value | 数值 1 value 1 | 数值 2 value 2 | 单位 unit |
|--|-----------|--------------|--------------|-------------------------------------|
| 总消耗量 total consumption, TC | 3773.585 | 4644.022 | 5553.292 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 总输出量 total exports, TEX | 1878.417 | 1333.642 | 558.565 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 总呼吸量 total respiratory flows, TR | 2240.382 | 2798.323 | 3573.400 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 流向碎屑总量 total flows into detritus, TDET | 2894.297 | 2883.540 | 1736.139 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 系统总流量 total system throughput, TST | 10786.680 | 11660.000 | 11421.000 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 总生产量 total production, TP | 4910.452 | 5049.000 | 5001.000 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 净系统生产量 net system production, NSP | 1891.584 | 1333.642 | 558.566 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 总初级生产力 calculated total net primary production, TPP | 4131.966 | 4131.966 | 4131.966 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 总生物量 total biomass, TB | 613.293 | 830.540 | 771.427 | t·km ⁻² ·a ⁻¹ |
| 总初级生产力/总生物量 total primary production/total biomass, TPP/TB | 6.737 | 4.975 | 5.356 | — |
| 总初级生产力/总呼吸量 total primary production/total respiration, TPP/TR | 1.844 | 1.477 | 1.156 | — |
| 联结指数 connectance index, CI | 0.131 | 0.324 | 0.324 | — |
| 系统杂食指数 system omnivory index, SOI | 0.122 | 0.119 | 0.118 | — |
| 循环指数 Finn's cycling index(% of total throughput), FCI | 0.045 | — | — | — |
| 平均能流路径 Finn's mean path length, FML | 2.619 | — | — | — |
| 聚合度 ascendancy, A | 0.291 | — | — | — |

注: “数值”代表当前的系统状态;“数值 1”表示大量引入刺参后的系统特征;“数值 2”表示大量引入皱纹盘鲍后的系统特征。

Note: ‘value’ represents the present status of the system; ‘value 1’ represents the status after a large amount of sea cucumber biomass is introduced into the system; ‘value 2’ represents the status after a large amount of abalone biomass is introduced into the system.

为 1.362; 随着输入数据变化率向 0 趋近时, 估算数据变化率范围逐渐缩小。当输入数据变化率由 0 增大或减小时, 估算数据变化率的变化范围逐渐增加。在输入数据变化率为 0.500 时, 估算数据变化率的变化范围处在 $-0.366 \sim 0.434$; 在输入数据变化率为 -0.500 时, 估算数据变化率的变化范围处在 $-0.434 \sim 1.362$ 。

估计参数对不同功能组输入参数变化的敏感度取决于这些功能组之间的营养联系度。小型底层鱼类 P/B 值的变化对相应生物量估算值的影响较大, 当 P/B 下降 50% 会导致对小型底层鱼类生物量估算值变化 1.36, 影响最大; 其他底栖动物功能组中 EE 的变化对相应生物量的估值影响较大, 当其他底栖动物的 EE 下降 50%, 将导致对应生物量估值改变 100%(图 2)。小型底层鱼类 P/B 变化对小型底层鱼类生物量的敏感度变化, 其他底栖动物 EE 变化对其他底栖动物生物量的敏感

度变化均成底数 \ln 的对数关系, $y=a \cdot \ln x+b$ 式中 y 为估算数据的变化率; x 为输入数据的变化率; a 和 b 为常数。

2.3 营养级和能量流动

为简化复杂的食物网关系, Ecopath 模型将整个生态系统来自不同功能组的营养流合并为数个整合营养级(以整数表示)。俚岛人工鱼礁生态系统能量流动主要在 6 个整合营养级间发生。系统中 19 个功能组的营养级范围为 1.000 ~ 3.718, 其中礁区型鱼类处于最高营养级, 刺参和皱纹盘鲍营养级分别为 2.097 和 2.044(表 1)。

平均能量转换效率是指每个营养级总能量中传递给另外一个营养级的比例。俚岛人工鱼礁生态系统总体能量转化效率中, 生产者和碎屑的转换效率分别达到 10.4% 和 10.5%, 总体平均能量转换效率为 10.5%。能量中来自碎屑的比例为 39%, 而直接来源于初级生产者的比例为 61%,

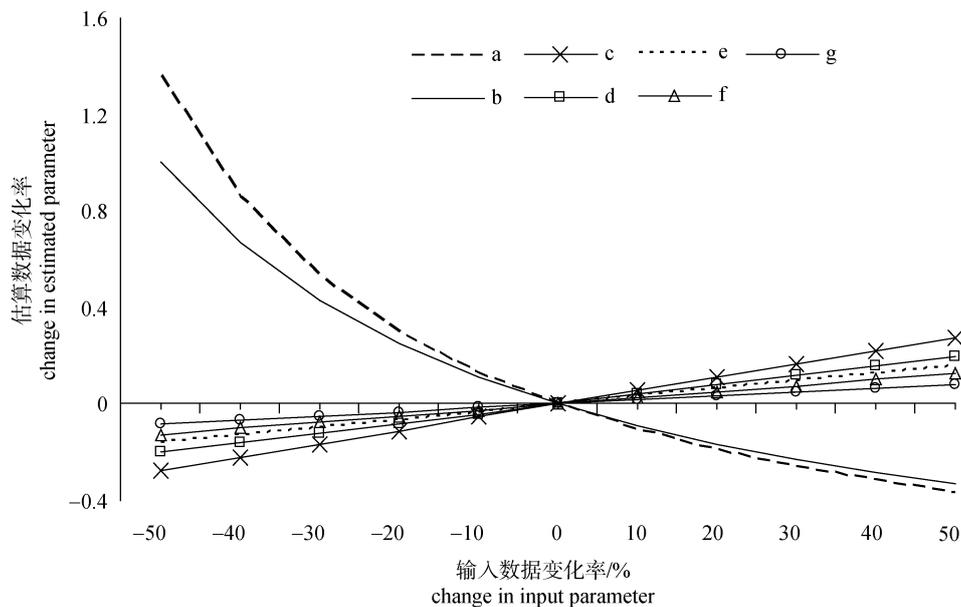


图 2 俚岛人工鱼礁区生态系统 Ecopath 模型部分敏感度分析结果

a: 小型底层鱼类 P/B 变化对小型底层鱼类 B 的敏感度变化。b: 其他底栖动物 EE 变化对其他底栖动物 B 的敏感度变化。c: 型鱼类 B 变化对小型底层鱼类 B 的敏感度变化。d: 许氏平鲷 B 变化对小型底层鱼类 B 的敏感度变化。e: 刺参 B 变化对其他底栖动物 B 的敏感度变化。f: 皱纹盘鲍 B 变化对其他底栖动物 B 的敏感度变化。g: 其他底栖动物 P/B 变化对其他底栖动物 B 的敏感度变化。

Fig. 2 Partial sensitivity analysis of Ecopath model for Lidao artificial reef ecosystem

a: small demersal fish(P/B) on small demersal fish(B); b: other benthos(EE) on other benthos(B); c: style fishes(B) on small demersal fish(B); d: *Sebastes schlegelii*(B) on small demersal fish(B); e: *Apostichopus japonicus*(B) on other benthos(B); f: *Haliotis discus hannai*(B) on other benthos(B); g: other benthos(P/B) on other benthos(B).

这反映了初级生产者(海草和大型藻类群落)对次级生产力的贡献,表明系统的能流通道以牧食食物链为主导。能流起始于有机碎屑的食物链,营养级 I 的平均能量转换效率为 12%,起始于初级生产者的食物链中,营养级 I 的平均能量转换效率为 10.8%,营养级 II 的平均能量转换效率为系统最高,达到 12.3%,而起始于碎屑食物链的能量转化效率在营养级 II 下降为 10.8%,之后有机碎屑在能流过程中的平均转换效率迅速降低,营养级 V 以上的平均能量转换效率则降到 6%左右。生态系统营养级 I 中,48%的能流被次级捕食所消耗。各营养级流向碎屑的能流比例在 30%左右,相比而言,在营养级 II、III、IV 被次级捕食所消耗的能流比例低于 15%。接近 60%的系统总能流以呼吸的形式被消耗(图 3)。

图 4 为俚岛人工鱼礁生态系统的能量流动图,该图显示了整个礁区所有功能组的营养流动关系,

以及生物量、生产量、消费量和能量在各功能组之间的输入与输出。从图中可以分析流入碎屑的数量、呼吸消耗的能量以及捕捞所减少的能量等。模型以图的形式表示系统中生物功能组之间的食物竞争和相互捕食的影响。

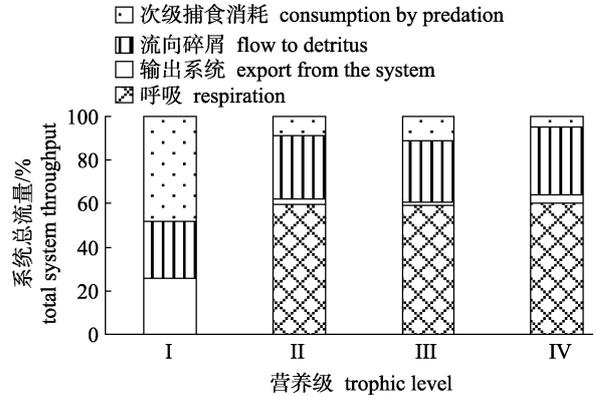


图 3 俚岛人工鱼礁生态系统各营养级主要能流占总能流比例

Fig. 3 Proportion of main energy flows in the total system throughput for each trophic level in Lidao artificial reef ecosystem.

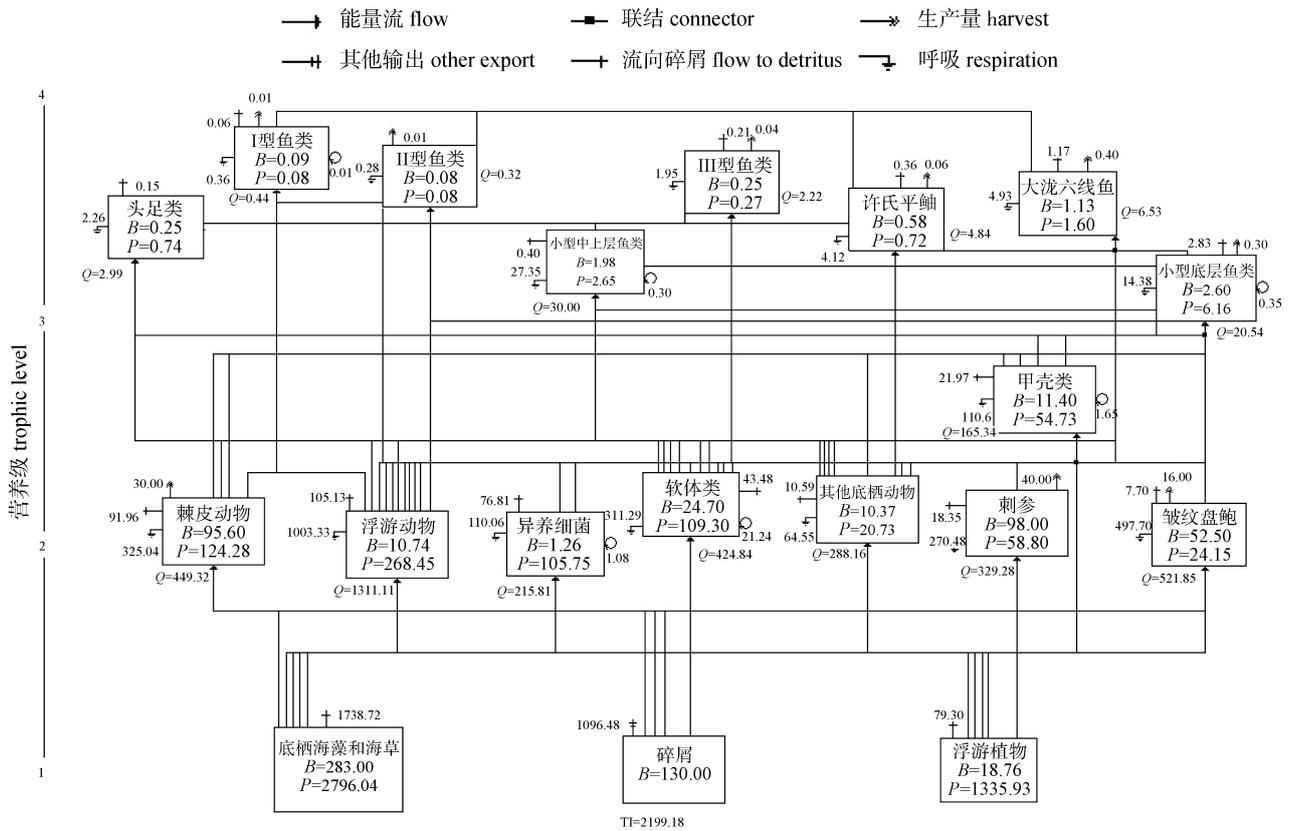


图 4 俚岛人工鱼礁生态系统的能量流动图

Fig. 4 Energy flow diagram of Lidao artificial reef ecosystem

2.4 生态系统的养殖容量

刺参和皱纹盘鲍是俚岛增殖型人工鱼礁生态系统的主要增殖种类。大规模刺参的增殖可能导致近海增殖型人工鱼礁生态系统能量流动发生很大改变。根据本研究对生态容纳量的定义,当逐步提高生态系统内刺参生物量,刺参会增加对碎屑、底栖硅藻、原生动物、小型贝类的捕食压力。如果刺参摄食对象的 EE 大于 1,必须降低刺参生物量使模型重新达到平衡。在反复迭代的过程中,刺参的生物量不断增加,当大于 309.40 t/km^2 之后,模型不再平衡,此时软体动物功能组的 $EE > 1$ 。因此推算,俚岛增殖型人工鱼礁生态系统支撑的刺参平均生物量为 309.40 t/km^2 ,同时其他功能组的能量流动和生物量没有明显改变,即为系统的刺参生态容纳量。当刺参生物量从目前的 98.00 t/km^2 增加到 309.40 t/km^2 ,对比生态系统的总体统计学参数(表 2)可以发现,TPP 不变,系统总能流增加了 5.88%,其他表征系统总体特征的大部分参数基本一致或变化不大,由此确定俚岛增殖型人工鱼礁生态系统中刺参的生态容纳量为 309.40 t/km^2 。

基于上述生态容纳量的评估原理,在已构建的俚岛人工鱼礁生态系统 Ecopath 模型中,当逐步提高生态系统内皱纹盘鲍生物量,皱纹盘鲍会增加对大型藻类和有孔虫、桡足类等浮游动物的捕食压力。如果皱纹盘鲍摄食对象的 EE(浮游动物和其他组)大于 1,同样需要降低皱纹盘鲍的生物量来平衡模型。在反复迭代的过程中,皱纹盘鲍的生物量不断增加,当大于 198.86 t/km^2 之后,模型不再平衡,此时浮游动物的 $EE > 1$ 。俚岛增殖型人工鱼礁生态系统能支撑的皱纹盘鲍平均生物量为 198.86 t/km^2 ,同时其他功能组的能量流动和生物量没有明显改变,即为系统的皱纹盘鲍生态容纳量。当皱纹盘鲍生物量从目前的 52.50 t/km^2 增加到 198.86 t/km^2 ,对比生态系统的总体统计学参数(表 2)可以发现,TPP 不变,系统总能流增加了 8.10%,其他表征系统总体特征的大部分参数基本一致或变化不大,由此确定俚岛增殖型人工鱼礁生态系统中皱纹盘鲍的生态容纳量为 198.86 t/km^2 。

3 讨论

俚岛人工鱼礁区是浅海岩礁生态系统的补充和延伸,浅海岩礁环境系高生产力区,在中、高纬度海域中,由大型海藻和大叶藻海草所构成的初级生产力常为浮游植物初级生产力的数倍^[32]。系统总流量是表征系统能流总体规模的指标,俚岛人工鱼礁区生态系统总能流达到 $10\ 786.68 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$,与嵊泗人工鱼礁区^[33]生态系统的系统总流量相比,反映出本鱼礁生态系统具备较高的整体活动性能。礁区生态系统不同营养级间能量传递效率为 10.5%,略高于 Linderman^[34](10%)以及 Pauly 和 Christensen^[35](48 个水生群落的平均传递效率为 10.1%)的研究结果,但低于 Ryther^[36]报道的全球沿岸海区 15%的营养级传递效率,这可能与系统的高能量输入有关。生态系统对初级生产者存在较高的捕食压力,56%的初级生产力直接被第二营养级消耗,而多数沿岸生态系统中初级生产力进入高营养级水平是通过碎屑通道^[37]。Zemke-White 等^[38]对沿岸大型藻类的调查表明,每年多达 25%的初级生产力沉积到海底进而被细菌分解进入碎屑通道。本研究中 39%的系统能流通过碎屑通道转移到高营养水平,直接来源于初级生产者的比例为 61%。这反映了初级生产者(海草和大型藻类群落)在提高低营养级生产力方面的重要性。俚岛人工鱼礁区是我国北方沿海典型的海珍品增殖型人工鱼礁生态系统,投放的人工礁为大型藻类的附着和生长提供了良好的附着基,跟踪调查发现,礁区大型附着藻类和野生大叶藻资源非常丰富,共有 3 门 13 种底栖藻类出现在调查区域^[39-40],礁区所属公司每年向礁区增殖放流刺参、皱纹盘鲍等经济生物进行资源增殖和养护,丰富的藻类资源成为刺参、皱纹盘鲍的重要食物源。

刺参作为典型的沉积食性动物,主要以底层中的泥沙、有机物质、某些细菌和原生动物为食^[41],皱纹盘鲍以褐藻、红藻等为食,也可吞食小动物如有孔虫、多毛类和桡足类等。刺参和皱纹盘鲍室内混养实验证明,混养刺参和皱纹盘鲍组的水质条件、两者成活率、生长状况均要优于对照组^[42]。

刺参和皱纹盘鲍分居不同的营养生态位, 两者在食性上是营养互利的关系, 增殖刺参和皱纹盘鲍可提高生态系统内有机碎屑的利用率和系统的能量循环效率, 促进礁区生态系统的良性循环。俚岛人工鱼礁区中以海胆、海燕和海盘车为主的其他棘皮动物生物量较高, 达到 95.60 t/km^2 。目前条件下, 海胆是礁区主要的初级生产力摄食者, 增殖的皱纹盘鲍直接与棘皮动物(马粪海胆)争夺食物和生存空间, 大量的海藻为马粪海胆所食, 为增加皱纹盘鲍的资源量, 应抑制海胆密度的增加。

根据潜水采样估算, 目前人工鱼礁区刺参和皱纹盘鲍的生物量分别为 98.00 t/km^2 和 52.50 t/km^2 , 分别占模型估算生态容纳量的 31.72% 和 26.15% , 礁区皱纹盘鲍和刺参仍具有一定的增殖空间。为此在放流苗种的同时, 应增加投放增殖礁, 为皱纹盘鲍和海参提供更多的栖息场所。本研究中的刺参生态容纳量高于日照前三岛评估值 109.40 t/km^2 ^[20], 低于山东省长岛县砣矶岛的 789.60 t/km^2 ^[19]。分析认为造成不同海区生态容纳量差异的原因, 首先是评估方法的不同, 其次是各研究海域不同的生态条件和基础生产力的差异所致。食物来源是影响容纳量的主要指标, 尤其对一些有特定食性的种类很可能成为影响容纳量的关键因子^[3]。长岛县砣矶岛海藻生物量的年均值高达 1.8895 kg/m^2 , 远高于本研究的 283.00 g/m^2 。系统外源的高能量输入支持了高的生态容纳量估值。脱落的海藻叶片, 高生物量的海胆和皱纹盘鲍摄食过程中产生的大量海藻碎屑, 以及代谢产物和粪便, 上层筏式养殖扇贝所排放的贝粪、假粪都为增殖刺参提供了潜在的食物源。本研究礁区附近是海带浮筏养殖区, 由于缺乏相关基础数据, 模型中未考虑模拟区域外的海带碎屑能的输入, 分析认为礁区中以碎屑为主要食物的刺参的实际生态容纳量应该高于模型估测的数据。

Ecopath 模型所模拟的生态容纳量更强调的是理论最大限制值, 但在实际渔业生产管理中, 广泛采用的是最大持续产量(MSY)理论, 当 MSY 等于生态容纳量的一半时, 增殖生物生长率较高^[43]。

俚岛增殖礁区刺参和皱纹盘鲍生态系统容纳

量的估算, 是从能量平衡的角度来确定系统的生态容纳量, Ecopath 模型本身没有考虑生态系统各营养层次生物生长变化, 只取固定的参数值, 未考虑空间变化, 尚缺乏足够的生物学变量, 如生活史等^[14]。生态容纳量本身是一个动态变化的过程, 种群的时空变化和沿岸生态环境变化均对其产生影响, 因此进行生态容纳量计算时也需要考虑静态模型无法描述的动态变化, 但本研究中采用的生态容纳量评估法, 可为目前礁区海珍品增殖放流提供一种可参照的生态容纳量计算方法。伴随着海珍品增殖放流活动和增殖型人工鱼礁建设规模的扩大, 基于 Ecopath 模型评价人工鱼礁生态系统结构, 估算礁区生态容纳量, 是一种基于生态系统水平的渔业管理策略的探讨, 可从生态可持续发展的角度引导海珍品增殖业和增殖型人工鱼礁建设的科学开展。

参考文献:

- [1] 杨咨, 刘同渝. 我国人工鱼礁种类的划分方法[J]. 渔业现代化, 2005, 6(2): 22-25.
- [2] Yamashita Y. Evaluation of the technology and effectiveness of stock enhancement in Japan[C]//Proceedings of the International Symposium on Marine Ranching Toward 21st Century. Seoul: Ministry of Marine Affairs and Fisheries Korea, 2000: 106-125.
- [3] Mustafa S. Stock enhancement and sea ranching: objectives and potential[J]. Rev Fish Biol Fish, 2003, 13: 141-149.
- [4] 李继龙, 王国伟, 杨文波, 等. 国外渔业资源增殖放流状况及其对我国的启示[J]. 中国渔业经济, 2009, 3(29): 111-123.
- [5] Byron C, Link J, Pierce B C, et al. Calculating ecological carrying capacity of shellfish aquaculture using mass-balance modeling: Narragansett Bay, Rhode Island[J]. Ecol Mod, 2011, 222: 1743-1755.
- [6] Molony B W, Lenanton R, Jackson G, et al. Stock enhancement as a fisheries management tool[J]. Rev Fish Biol Fish, 2003, 13: 409-432.
- [7] 李庆彪. 养殖扇贝的大量死亡与环境容纳量[J]. 国外水产, 1990(2): 9-11.
- [8] 唐启升. 关于容纳量及其研究[J]. 海洋水产研究, 1996, 17(2): 1-6.
- [9] Kaiser M J, Beadman H A. Scoping study of the carrying

- capacity for bivalve cultivation in the coastal waters of Great Britain[R]. London: The Crown Estate, 2002.
- [10] Nunes J P, Ferreira J G, Gazeau F, et al. A model for sustainable management of shellfish polyculture in coastal bays[J]. *Aquaculture*, 2003, 219: 257–277.
- [11] Duarte P, Meneses R, Hawkins A J S, et al. Mathematical modelling to assess the carrying capacity for multi-species culture within coastal waters[J]. *Ecolog Mod*, 2003, 168: 109–143.
- [12] Dowd M. A bio-physical coastal ecosystem model for assessing environmental effects of marine bivalve aquaculture[J]. *Ecolog Mod*, 2005, 183: 323–346.
- [13] 方建光, 张爱君, 王兴章, 等. 桑沟湾栉孔扇贝养殖容量的研究[J]. *海洋水产研究*, 1996, 17(2): 18–31.
- [14] 张继红, 方建光, 王巍. 浅海滤食性贝类生态容量的研究进展[J]. *中国水产科学*, 2009, 16(4): 626–632.
- [15] Jiang W, Gibbs M T. Predicting the carrying capacity of bivalve shellfish culture using a steady, linear food web model[J]. *Aquaculture*, 2005, 244: 171–185.
- [16] Xu S N, Chen Z Z, Li C H, et al. Assessing the carrying capacity of tilapia in an intertidal mangrove-based polyculture system of Pearl River Delta, China[J]. *Ecolog Mod*, 2011, 222: 846–856.
- [17] 徐姗楠, 陈作志, 郑杏雯, 等. 红树林种植-养殖耦合系统的养殖生态容量[J]. *中国水产科学*, 2010, 17(3): 393–403.
- [18] Parrish F A, Howell E A, Antonelis G A, et al. Estimating the carrying capacity of French Frigate Shoals for the endangered Hawaiian monk seal using Ecopath[J]. *Mar Mamm Sci*, 2011, 28(3): 1–20.
- [19] 李元山, 牟绍教, 冯月群. 海珍品综合增养殖中的种间关系和生态容纳量的研究[J]. *海洋湖沼通报*, 1996, (1): 24–30.
- [20] 邢坤. 刺参生态增养殖原理及关键技术[D]. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2009.
- [21] 杨吝, 刘同渝, 黄汝堪. 人工鱼礁集鱼机理浅析[J]. *水产科技*, 2000, (2): 6–11.
- [22] 国家技术监督局, 国家标准化委员会. 海洋调查规范-第 6 部分: 海洋生物调查(GB/T-127763. 6-2007) [M]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [23] Froese R, Pauly D. Fishbase.2004.http://www.fishbase.org.
- [24] Okey T A, Banks S, Born A F, et al. A trophic model of a Galápagos subtidal rocky reef for evaluating fisheries and conservation strategies[J]. *Ecolog Mod*, 2004, 172: 383–401.
- [25] 仝龄, 唐启升, Pauly D. 渤海生态通道模型初探[J]. *应用生态学报*, 2000, 11(3): 435–440.
- [26] 赵三军. 黄、东海海洋异养细菌的生态学研究[D]. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2002.
- [27] Delaca T E. Determination of benthic rhizopod biomass using ATP analysis[J]. *J Foramin Res*, 1986, 16 (4): 285–292.
- [28] Pauly D, Bartz M L S, Palomares M L D. Improved construction, parameterisation and interpretation of steady-state ecosystem models[C]// Christensen V, Pauly D. Trophic models of aquatic ecosystems. Manila: International Center for Living Aquatic Resources Management Conference Proceedings, 1993: 1–13.
- [29] 苏纪兰, 唐启升. 中国海洋生态系统动力学研究, II: 渤海生态系统动力学过程[M]. 北京: 科学出版社, 2002.
- [30] Christensen V, Walters C J. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations [J]. *Ecolog Mod*, 2004, 172(2–4): 109–139.
- [31] Morissette L, Hammill M O, Savenkoff C. The trophic role of marine mammals in the northern Gulf of St. Lawrence[J]. *Mar Mamm Sci*, 2006, 22(1): 74–103.
- [32] 崔玉珩, 孙道元, 张宝琳, 等. 灵山岛浅海岩礁区底栖生物群落特点[J]. *海洋科学集刊*, 1994, 35: 273–280.
- [33] 李永刚, 汪振华, 章守宇. 崂泗人工鱼礁海区生态系统能量流动模型初探[J]. *海洋渔业*, 2007, 29(3): 226–234.
- [34] Lindeman R L. The trophic-dynamic aspect of ecology[J]. *Ecology*, 1942, 23: 399–417.
- [35] Pauly D, Christensen V. Primary production required to sustain global fisheries[J]. *Nature*, 1995, 374: 255–257.
- [36] Ryther J H. Photosynthesis and fish production in the sea[J]. *Science*, 1969, 166: 72–76.
- [37] Heileman S M, Sanchez F A, Dominguez A L, et al. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico[J]. *J Fish Biol*, 1998, 53(Supplement A): 179–197.
- [38] Zemke-White W L, Speed S R, McClary D J. Beach-cast seaweed: A review[J]. *New Zeal Fish Ass Rep*, 2005, 44: 1–47.
- [39] 郭栋, 张沛东, 张秀梅, 等. 荣成俚岛近岸海域大叶藻的生态学研究[J]. *中国海洋大学学报*, 2010, 40(9): 51–55.
- [40] 张磊, 张秀梅, 吴忠鑫, 等. 荣成俚岛人工鱼礁区大型底栖藻类群落及其与环境因子的关系[J]. *中国水产科学*, 2012, 19(1): 1–11.
- [41] 李成林, 宋爱环, 胡炜, 等. 山东省刺参养殖产业现状分析与可持续发展对策[J]. *渔业科学进展*, 2010, 31(4): 126–133.

- [42] Kang K H, Kwon J Y, Kim Y M. A beneficial coculture: charm abalone *Haliotis discus hannai* and sea cucumber *Stichopus japonicus*[J]. Aquaculture, 2003, 216: 87–93.
- [43] Mace, P M. A new role for MSY in single-species and ecosystem approaches to fisheries stock assessment and management[J]. Fish Fish, 2001, 2(1): 2–32.

Predicting the ecological carrying capacity of the Lidao artificial reef zone of Shandong Province for the sea cucumber, *Apostichopus japonicus*, (Selenck) and the abalone, *Haliotis discus hannai*, using a linear food web model

WU Zhongxin¹, ZHANG Xiumei¹, ZHANG Lei¹, TONG Fei¹, LIU Hongjun²

1. College of Fisheries, Ocean University of China, Qingdao 266003, China;

2. Mariculture Institute of Shandong Province, Qingdao 266002, China

Abstract: The Lidao reef zone is a typical artificial reef ecosystem for rare marine animal stock enhancement in the coastal sea of North China. The sea cucumber, *Apostichopus japonicus* (Selenck), and the abalone, *Haliotis discus hannai*, are the main enhancement species in the system. Based on the data of biological resources obtained from an investigation of the Lidao artificial reef zone in 2009, a balanced trophic model of the area was constructed using the Ecopath with Ecosim software package. The effects of uncertainty of input parameters and Ecopath analysis sensitivity were explored. Trophic flow and system attributes of the Lidao artificial reef system were analyzed. The ecological carrying capacity for *A. japonicus* and *H. discus hannai* were also predicted. The model consisted of 19 functional groups, which covered the main trophic flow in the Lidao artificial reef ecosystem. The results showed that the pedigree index of the model was 0.51, and the input parameters having the greatest effects on the output parameters were the production/biomass ratios (P/B) of small demersal fish groups. A –50% change in the production/biomass ratios in small demersal fish groups gave a sensitivity of the biomass (B) of the same group from 100% to 136%. The total system throughput was estimated to be 10 786.680 t/(km²·a), 27% of which flowed to detritus and 17% of which is transferred out of the ecosystem in the forms of fishing and sediment. Total net primary production was 4131.966 t/(km²·a) and the total energy transfer efficiency was 10.5%. The proportion of the total flow originating from detritus was 39%, and that from primary producers was 61%, indicating that the energy flow was dominated by grazing food chain. The ecological carrying capacity was defined as the level of enhancement that could be introduced without significantly changing the major trophic fluxes or structure of the food web. The ecological carrying capacities for *A. japonicus* and *H. discus hannai* were 309.40 t/km² and 198.86 t/km². This accounts for 31.72% and 26.15% of the biomass of each, respectively, meaning there is further potential for stock enhancement.

Key words: artificial reef; ecological carrying capacity; *Apostichopus japonicus*; *Haliotis discus hannai*; Lidao

Corresponding author: ZHANG Xiumei. E-mail: gaozhang@ouc.edu.cn