

文章编号: 1000-0615(2018)07-1026-14

DOI: 10.11964/jfc.20170410814

柘林湾海洋牧场不同功能区食物网结构

林会洁^{1,2,3,4}, 秦传新^{2,3,4*}, 黎小国^{2,3,4}, 陈丕茂^{2,3,4},
莫宝霖^{2,3,4}, 马欢^{2,3,4}, 郑忠明¹

1. 宁波大学海洋学院, 浙江海洋高效健康养殖协同创新中心, 浙江 宁波 315211;
2. 中国水产科学研究院南海水产研究所, 广东 广州 510300;
3. 中国水产科学研究院海洋牧场技术重点实验室, 广东 广州 510300;
4. 农业部南海渔业资源环境科学观测实验站, 广东 广州 510300

摘要: 海洋牧场是由多个功能区组成的生态系统工程, 不同功能区的生态环境和食物网结构各不相同, 通过研究不同功能区食物网结构有助于了解功能区之间生态系统差异。实验通过对南澳柘林湾海洋牧场渔业资源环境调查, 利用碳氮稳定同位素技术对海洋牧场不同功能区食物网结构进行比较, 并借助SIBER对稳定同位素数据进行分析。结果显示, 海洋牧场调查共采获生物种类78种, 其中, 消费者的 $\delta^{13}\text{C}$ 比值介于 -19.94‰ ~ -13.62‰ , $\delta^{15}\text{N}$ 比值介于 8.78‰ ~ 15.29‰ , 营养级范围介于1.73~3.64。不同功能区同位素数据对比表明, 人工鱼礁区生物资源相对丰富, 食物网结构较为复杂; 海藻增殖区中生物生态位分布最广, 营养冗余程度较高; 贝类增殖区生物生态位较窄, 营养级分布较为集中。在不同功能区生态系统稳定性对比中, 人工鱼礁区生态系统稳定性最佳, 海藻增殖区生态系统稳定性较差。

关键词: 海洋牧场; 食物网; 营养级; 稳定同位素; SIBER

中图分类号: S 931.4

文献标志码: A

海洋牧场是指在特定海域通过投放人工鱼礁、构建海藻场等方式, 统筹海域内部各功能区功能, 充分利用海域生产力, 人为营造出一种适于渔业资源增长的生境并对此进行科学管理的人工渔场^[1]。通过建设海洋牧场提高区域内生物量和生物多样性, 达到养护资源和修复生态环境的目的^[2]。相较于一般海域, 海洋牧场除采用规模化养殖设施和科学管理体系外, 还通过人工放流来提高某些特定经济品种产量, 如中国明对虾(*Fenneropenaeus chinensis*)、虾夷扇贝(*Pecten yessoensis*)等^[3]。海洋食物网是海洋生态系统重要组成部分, 通过研究食物网结构和功能组成, 有助于了解系统内部能量传递途径, 对于改造海洋生态系统, 提高海域生产力水平有重要作用^[4]。本实验利用碳氮稳定同位素分析法

对海洋食物网结构进行研究^[5], 基于消费者碳同位素与其食物碳同位素相近^[6]、氮同位素因摄食出现富集的原理^[7], 通过碳氮稳定同位素特征判断生物食性和营养级^[8]。碳氮稳定同位素分析法具有准确性高、可反映长期食性等特点, 目前已被广泛应用于我国渤海湾^[9]、象山港^[10]、流沙湾^[11]等水域食物网结构研究之中, 但较少有研究利用稳定性同位素法对不同区域食物网结构进行对比分析。

当前可用于稳定同位素数据分析的工具具有R语言中SIBER^[12]、MixSIAR^[13]等, 其中SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R)是指在贝叶斯统计学的框架下, 通过“椭圆”选取一定量的同位素数据, 借助统计学算法对同位素数据进行计算, 并将这些计算结果转换成一定指标, 使

收稿日期: 2017-04-25 修回日期: 2017-10-12

资助项目: “十二五”国家科技支撑计划(2012BAD18B02); 国家自然科学基金(41206119); 海洋公益性行业科研专项(201405020-2)

通信作者: 秦传新, E-mail: qincx@scsfri.ac.cn

之能够反映生物生态位情况和群落特征^[12]。随着同位素技术广泛应用, 越来越多的人选择利用SIBER模型对同位素数据进行分析, 其中Saporiti等^[14]应用SIBER模型探究人类活动对海洋生态系统造成的影响, Pasotti等^[15]应用SIBER模型探究南极冰川消融对波特湾底栖生物营养结构造成的影响。借助SIBER模型分析稳定同位素数据不仅能够有效了解食物网结构, 而且有助于发掘稳定同位素背后的生态意义。

本实验以我国南海区具有代表性的海洋牧场示范区——粤东南澳柘林湾海洋牧场(以下简称柘林湾海洋牧场)为研究区域, 利用SIBER模型对海洋牧场不同功能区生物碳氮稳定同位素数据进行分析, 探究不同功能区之间食物网结构的差异性, 分析海洋牧场不同功能区构建对当地食物网结构造成的影响, 以期今后海洋牧场规划建设提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 样品采集

实验样品采集于柘林湾海洋牧场(116°55'~117°14'E, 23°27'~23°35'N), 该海洋牧场由人

工鱼礁区(AR, artificial reef area)、贝类增殖区(SH, shellfish area)、海藻增殖区(MA, macroalgae area)、网箱养殖区和增殖放流区5个功能区组成。其中人工鱼礁区主要通过投放人工鱼礁礁体, 利用礁体特殊结构及集鱼效应, 吸引鱼类来此定居、产卵, 起到养护渔业资源的作用^[16]; 海藻增殖区是指在海上吊养、筏养大型海藻, 利用藻类吸收环境中多余营养盐, 达到修复环境和提高海域初级生产力的目的; 贝类增殖区采用笼养、吊养贝类的方式, 通过培育优质贝苗进行底播增殖, 配合高效采补技术, 充分利用海底资源, 实现海洋牧场产出最大化; 增殖放流区、网箱养殖区分别用于经济种类放流增殖和养殖。本实验主要采集人工鱼礁区、贝类增殖区和海藻增殖区的游泳生物和底栖生物, 各采样站点分布如图1所示, 将图中部分站点划分成人工鱼礁区、贝类增殖区、海藻增殖区3个区域, 海藻增殖区区域中心与人工鱼礁区、贝类增殖区区域中心距离分别约为16和9 km, 人工鱼礁区和贝类增殖区两区域中心距离约为24 km。人工鱼礁区和贝类增殖区样品通过拖网采集, 海藻增殖区样品通过刺网采集, 采集上岸的样品冷冻保存, 带回实验室处理。

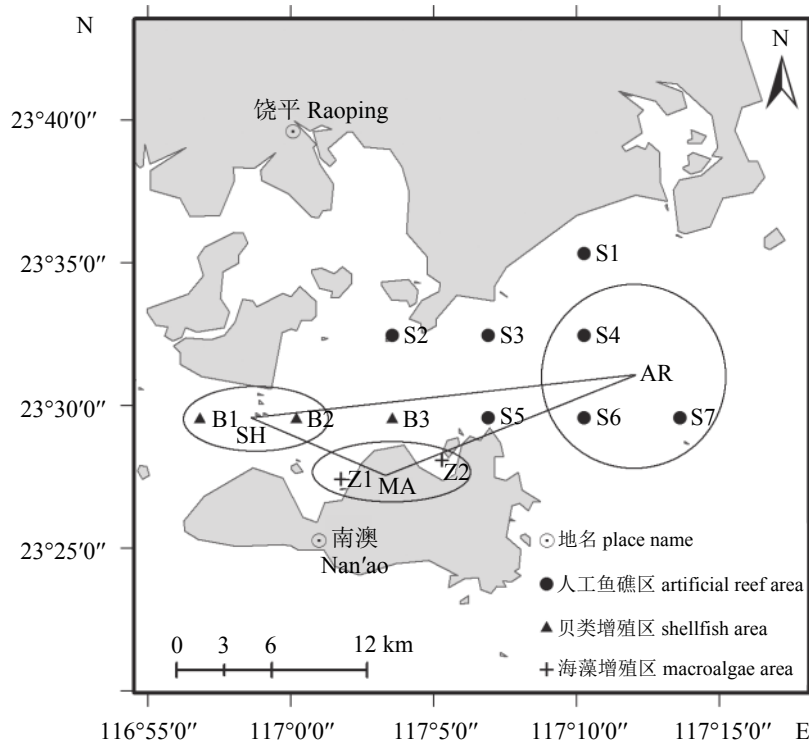


图1 柘林湾海洋牧场采样站点分布示意图

Fig. 1 Sampling stations of Zhelin Bay marine ranch

1.2 样品处理

将采集到的生物洗净取肉,其中鱼类、虾类和虾蛄类取背部肌肉,蟹类取螯部肌肉,贝类取闭壳肌,头足类取胴部肌肉,样品经预冷冻后放入冷冻干燥机中,于 $-60\text{ }^{\circ}\text{C}$ 的条件下冷冻干燥48 h,干燥结束后用研磨仪对样品进行研磨,最后进行碳氮稳定同位素分析。首先将样品放入元素分析仪(PYRO Cube,德国Elementar公司)自动取样器中,样品经燃烧和还原后转化为纯净的二氧化碳和氮气,再将所得气体稀释后通入稳定同位素质谱仪(Isoprime 100,英国Iso-prime公司)进行检测,该同位素质谱仪 $\delta^{13}\text{C}$ 比值和 $\delta^{15}\text{N}$ 比值的测定精度分别为 0.1‰ 、 0.15‰ 。

1.3 数据分析与处理

利用氮稳定同位素分析营养级(TL)的计算公式:

$$\text{TL} = (\delta^{15}\text{N}_{\text{sample}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}) / \Delta\delta^{15}\text{N} + \lambda$$

式中, $\delta^{15}\text{N}_{\text{sample}}$ 为所测样品的 $\delta^{15}\text{N}$ 比值; $\delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}$ 为基准生物的 $\delta^{15}\text{N}$ 比值; $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 为一个营养级的氮富集度; λ 为基准生物的营养级,通常为2。基准生物通常选取食物网中营养级明确的生物,如底栖贝类、浮游动物等食性简单的初级消费者^[17]。结合本实验采样结果,现选取南澳柘林湾生物量较多的波纹巴菲蛤(*Paphia undulata*)为基准生物, $\delta^{15}\text{N}_{\text{baseline}}$ 取其平均值 9.71‰ , λ 取2。 $\Delta\delta^{15}\text{N}$ 取值受所处地理环境和生态系统影响,蔡德陵等^[18]通过合成饲料培养鳃鱼测得氮富集度为 2.5‰ ,万祎等^[9]利用渤海湾主要摄食生物氮稳定同位素比值差异,测得渤海湾氮富集度为 3.8‰ 。氮富集度取值不同会影响营养级计算结果大小,但不会影响营养级对比,本实验结合国内外相关研究,选取氮富集度值 3.4‰ ^[19-21]。

数据分析及制图采用OriginPro 9.0和R语言中的SIBER程序包。SIBER运行后将稳定同位素数据绘制于由 $\delta^{13}\text{C}$ 和 $\delta^{15}\text{N}$ 组成的坐标轴中,并生成4个描述食物网结构的参数:营养级长度(NR, $\delta^{15}\text{N}$ range)、生态位多样化程度(CR, $\delta^{13}\text{C}$ range)、稳定同位素坐标点围成图形的面积(TA, total area),即生物对生态空间的利用情况和平均营养级多样性(CD, mean distance to centroid),以及2个描述营养冗余的参数:物种聚集度密度参数(MNND, mean nearest neighbour distance)和物种聚集度均匀度参数(SDNND, stand-

ard deviation of the nearest neighbour distance)^[12]。考虑到TA可能因个别数据产生较大偏差,使用贝叶斯标准椭圆面积(SEA)可以减少样本误差,若样本数小于30,则比较标准椭圆校正后的面积(SEA_C)^[22]。

2 结果

2.1 海洋牧场碳氮稳定同位素、营养级特征

本次调查采集游泳生物和底栖生物共78种,其中鱼类38种、虾类11种、虾蛄类3种、蟹类15种、贝类6种、头足类5种。人工鱼礁区采集到鱼类23种、虾类9种、虾蛄类1种、蟹类12种、贝类4种、头足类5种;贝类增殖区采集到以上各生物种类分别为16种、5种、1种、4种、2种和1种;海藻增殖区为15种、7种、3种、3种、1种和0种。3个功能区中,人工鱼礁区生物种类最丰富,其次为贝类增殖区和海藻增殖区,各功能区内种类最多的均为鱼类,其次是甲壳类。

利用碳氮稳定性同位素方法测得海洋牧场区域内生物的 $\delta^{13}\text{C}$ 比值介于 -19.94‰ ~ -13.62‰ , $\delta^{15}\text{N}$ 比值介于 8.78‰ ~ 15.29‰ ,营养级为1.73~3.64(表1)。以人工鱼礁区为例,该区域内生物 $\delta^{13}\text{C}$ 比值介于 -18.34‰ ~ -13.62‰ , $\delta^{15}\text{N}$ 比值介于 8.78‰ ~ 14.39‰ ,营养级为1.73~3.38,其中鱼类 $\delta^{13}\text{C}$ 比值介于 -18.34‰ ~ -14.98‰ ,食性较为复杂,在营养级方面主要由白姑鱼(*Argyrosomus argentatus*)、带鱼(*Trichiurus haumela*)等肉食性鱼类占据游泳生物食物链顶端;甲壳类 $\delta^{13}\text{C}$ 比值介于 -17.72‰ ~ -13.62‰ ,食性符合杂食性特点,其中蟹类食性较虾类复杂;头足类 $\delta^{13}\text{C}$ 比值介于 -17.13‰ ~ -15.59‰ , $\delta^{13}\text{C}$ 比值跨度偏小,食性相对其他种类生物简单,在营养级方面,杜氏枪乌贼(*Loligo duvaucelii*)、田乡枪乌贼(*Loligo tagoi*)营养级较高;贝类生物 $\delta^{13}\text{C}$ 比值范围为 -17.39‰ ~ -15.19‰ ,营养级分布较接近,介于1.73~2.21。通过对比各功能区生物营养级情况,3个功能区生物营养级主要介于2.5~3.5,其中人工鱼礁区在此营养区间的生物比例为79.6%,贝类增殖区和海藻增殖区分别为96.5%和86.2%(图2)。

2.2 不同功能区食物网结构和营养冗余程度对比

将不同功能区生物按食性特征分为肉食性、杂食性和草食性,利用SIBER对3个功能区

表 1 柘林湾海洋牧场生物碳氮稳定同位素
Tab. 1 Values of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ for different species in Zhelin Bay marine ranch

种类 species	人工鱼礁区 artificial reef area			贝类增殖区 shellfish area			海藻增殖区 macroalgae area		
	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$
白姑鱼 <i>Argyrosomus argentatus</i>	4	-15.53±0.26	13.51±0.06	2	-15.87±0.27	13.77±0.11	-	-	-
叫姑鱼 <i>Johnius dussumieri</i>	2	-15.92±0.24	12.70±0.08	-	-	-	2	-15.13±0.01	14.36±0.08
带鱼 <i>Trichiurus haumela</i>	2	-16.81±0.10	13.25±0.06	4	-17.70±0.19	13.39±0.41	2	-18.27±0.17	12.74±0.01
短带鱼 <i>Trichiurus brevis</i>	2	-16.67±0.07	12.37±0.18	2	-17.83±0.25	11.79±0.04	-	-	-
青石斑鱼 <i>Epinephelus awoara</i>	2	-16.70±0.23	12.80±0.00	-	-	-	-	-	-
云纹石斑鱼 <i>Epinephelus moara</i>	2	-14.98±0.11	14.23±0.09	-	-	-	-	-	-
拟矛尾虾虎鱼 <i>Parachaeturichthys polyneuma</i>	6	-15.56±0.36	13.88±0.51	2	-15.32±0.03	13.86±0.02	-	-	-
犬牙细棘虾虎鱼 <i>Acentrogobius caninus</i>	2	-16.42±0.06	13.85±0.06	-	-	-	-	-	-
触角沟虾虎鱼 <i>Oxyurichthys tentacularis</i>	6	-15.65±0.12	13.22±0.38	2	-16.33±0.07	13.54±0.02	-	-	-
孔虾虎鱼 <i>Trypauchen vagina</i>	-	-	-	-	-	-	2	-15.47±0.13	13.14±0.04
舌虾虎鱼 <i>Glossogobius giuris</i>	-	-	-	-	-	-	2	-16.09±0.20	12.29±0.08
中华小沙丁鱼 <i>Sardinella nympheae</i>	2	-16.04±0.04	12.19±0.00	-	-	-	-	-	-
金色小沙丁鱼 <i>Sardinella aurita</i>	-	-	-	-	-	-	2	-15.63±0.18	11.76±0.19
康氏小公鱼 <i>Anchoviella commerson</i>	4	-16.68±0.23	12.53±0.55	2	-16.99±0.01	12.21±0.39	2	-16.88±0.10	14.00±0.16
黑边天竺鱼 <i>Apogonichthys eliotti</i>	-	-	-	2	-16.23±0.05	12.59±0.07	-	-	-
宽条天竺鱼 <i>Apogonichthys striatus</i>	-	-	-	2	-16.21±0.26	12.58±0.01	-	-	-
半滑舌鳎 <i>Cynoglossus semilaevis</i>	-	-	-	-	-	-	2	-15.78±0.05	13.05±0.08
卵蝠 <i>Solea ovata</i>	-	-	-	-	-	-	2	-18.06±0.12	15.29±0.03
刺鲷 <i>Psenopsis anomala</i>	2	-15.96±0.19	13.24±0.09	2	-16.84±0.03	12.75±0.05	-	-	-
赤鼻棱鲷 <i>Thrissa kammalensis</i>	4	-17.80±0.85	14.16±0.92	2	-16.46±0.27	12.78±0.09	2	-16.44±0.16	13.83±0.12
杜氏棱鲷 <i>Thrissa dussumieri</i>	-	-	-	2	-16.91±0.44	12.26±0.11	-	-	-

·续表1·

种类 species	人工鱼礁区 artificial reef area			贝类增殖区 shellfish area			海藻增殖区 macroalgae area		
	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$
中颌棱鯧 <i>Thryssa mystax</i>	2	-18.34±0.15	14.09±0.13	-	-	-	-	-	-
艾氏蛇鳗 <i>Ophichthus evermanni</i>	-	-	-	4	-13.93±1.06	14.45±0.07	-	-	-
短尾大眼睛 <i>Priacanthus macracanthus</i>	2	-17.02±0.05	12.96±0.09	-	-	-	-	-	-
中线天竺鲷 <i>Apogon kiensis</i>	2	-15.95±0.03	13.67±0.05	-	-	-	-	-	-
黄鳍鲷 <i>Sparus latus</i>	-	-	-	-	-	-	2	-14.50±0.04	14.58±0.14
短吻鲷 <i>Leiognathus brevirostris</i>	6	-16.49±0.34	14.39±0.91	-	-	-	-	-	-
鹿斑鲷 <i>Leiognathus ruconius</i>	10	-17.21±0.49	12.00±0.66	7	-16.90±0.30	12.16±0.33	-	-	-
黄斑鲷 <i>Leiognathus bindus</i>	2	-16.64±0.41	11.13±0.10	6	-16.91±0.44	11.97±0.33	-	-	-
多齿蛇鲻 <i>Saurida tumbil</i>	6	-15.99±0.36	13.44±0.72	4	-15.90±0.35	13.89±0.25	-	-	-
前鳞骨鲻 <i>Osteomigil ophysseii</i>	-	-	-	-	-	-	2	-15.82±0.12	14.04±0.29
蓝圆鲈 <i>Decapterus mariuadi</i>	4	-16.30±1.14	13.24±0.67	-	-	-	-	-	-
丽叶鲈 <i>Caranx kalla</i>	4	-16.85±0.44	12.58±1.54	-	-	-	-	-	-
四指马鲛 <i>Eleutheronema tetradactylum</i>	4	-17.09±2.00	13.37±0.20	-	-	-	2	-15.84±0.22	11.86±0.24
李氏鱼笛 <i>Callionymus richardsoni</i>	-	-	-	2	-15.77±0.19	13.26±0.02	-	-	-
大鳞鲷 <i>Onigocia macrolepis</i>	-	-	-	-	-	-	2	-14.79±0.21	13.39±0.12
横纹东方鲀 <i>Takifugu oblongus</i>	-	-	-	-	-	-	2	-15.32±0.08	12.95±0.18
细鳞鲷 <i>Therapon jarbua</i>	-	-	-	-	-	-	2	-17.72±0.21	12.14±0.05
长毛对虾 <i>Penaeus penicillatus</i>	2	-15.36±0.10	13.03±0.33	2	-15.43±0.23	13.72±0.05	2	-15.35±0.11	13.58±0.03
刀额仿对虾 <i>Parapenaeopsis cultrirostris</i>	6	-15.33±0.42	11.79±0.58	2	-15.37±0.00	13.08±0.21	-	-	-
哈氏仿对虾 <i>Parapenaeopsis hardwickii</i>	4	-15.28±0.29	11.55±0.22	-	-	-	2	-15.54±0.06	13.00±0.05
细巧仿对虾 <i>Parapenaeopsis tenella</i>	4	-16.97±0.65	11.58±0.25	-	-	-	-	-	-
刀额新对虾 <i>Metapenaeus ensis</i>	2	-15.14±0.32	12.21±1.03	-	-	-	-	-	-

·续表1·

种类 species	人工鱼礁区 artificial reef area		贝类增殖区 shellfish area		海藻增殖区 macroalgae area	
	数量 number	$\delta^{13}\text{C}/\text{‰}$	数量 number	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$	数量 number	$\delta^{15}\text{N}/\text{‰}$
近缘新对虾 <i>Metapenaeus affinis</i>	-	-	-	-	2	-15.40±0.03 12.52±0.03
墨吉对虾 <i>Penaeus merguensis</i>	-	-	-	-	2	-16.02±0.16 12.89±0.12
须赤虾 <i>Metapenaeopsis barbata</i>	6	-15.56±0.25 12.19±0.36	4	-15.71±0.35 12.28±0.25	2	-15.23±0.14 12.54±0.05
鹰爪虾 <i>Trachypenaeus curvirostris</i>	2	-15.43±0.16 12.42±0.07	4	-15.52±0.07 12.66±0.24	2	-19.13±0.20 9.71±0.12
贪食鼓虾 <i>Alpheus rapacide</i>	2	-15.26±0.14 11.48±0.00	2	-15.64±0.29 11.59±0.07	-	-
中华管鞭虾 <i>Solenocera crassicornis</i>	2	-15.79±0.00 12.14±0.00	-	-	2	-15.66±0.36 13.00±0.02
口虾蛄 <i>Oratosquilla oratoria</i>	4	-15.99±0.25 12.55±0.25	4	-15.73±0.21 13.44±0.55	2	-16.21±0.20 12.83±0.07
长叉口虾蛄 <i>Oratosquilla nepa</i>	-	-	-	-	2	-16.82±0.22 13.36±0.00
断脊口虾蛄 <i>Oratosquilla interrupta</i>	-	-	-	-	2	-15.54±0.12 12.76±0.19
红星梭子蟹 <i>Portunus sanguinolentus</i>	4	-15.78±0.28 12.95±0.19	2	-16.19±0.00 12.65±0.02	-	-
矛形梭子蟹 <i>Portunus hastatoides</i>	2	-15.90±0.30 13.63±0.24	-	-	-	-
三疣梭子蟹 <i>Portunus trituberculatus</i>	2	-16.36±0.20 12.56±0.01	-	-	-	-
银光梭子蟹 <i>Portunus argenteatus</i>	2	-15.18±0.18 11.33±0.04	-	-	-	-
伪装关公蟹 <i>Dorippe facchino</i>	2	-14.79±0.11 9.67±0.18	-	-	-	-
逍遥馒头蟹 <i>Calappa philargius</i>	2	-13.69±0.41 10.44±0.09	-	-	-	-
锯缘青蟹 <i>Scylla serrata</i>	-	-	-	-	2	-19.94±0.39 9.69±0.39
钝齿短桨蟹 <i>Thalamita crenata</i>	-	-	-	-	2	-16.19±0.22 12.85±0.02
绵蟹 <i>Dromia dehaani</i>	2	-17.72±0.17 12.70±0.37	-	-	-	-
日本蛄 <i>Charybdis japonica</i>	10	-14.08±0.59 11.83±1.09	4	-14.89±1.04 11.84±0.17	-	-
双斑蛄 <i>Charybdis bimaculata</i>	4	-15.60±0.77 10.89±0.27	2	-17.14±0.37 12.45±0.14	-	-
变态蛄 <i>Charybdis variegata</i>	4	-14.34±0.87 11.39±0.43	2	-15.01±0.19 11.32±0.05	-	-
锈斑蛄 <i>Charybdis feriatius</i>	2	-13.62±0.18 11.74±0.05	-	-	-	-

·续表1·

种类 species	人工鱼礁区 artificial reef area		贝类增殖区 shellfish area		海藻增殖区 macroalgae area	
	数量 number	$\delta^{13}C/\%$	数量 number	$\delta^{15}N/\%$	数量 number	$\delta^{15}N/\%$
直额鲟 <i>Charybdis truncata</i>	2	-16.33±0.08	-	12.79±0.07	-	-
武士鲟 <i>Charybdis miles</i>	-	-	-	-	-	13.04±0.04
棒锥螺 <i>Turritella bacillum</i>	2	-17.24±0.06	-	9.37±0.13	-	-
乳玉螺 <i>Polynices mammata</i>	2	-15.19±0.13	-	10.41±0.17	-	-
沟鹑螺 <i>Tonna sulcosa</i>	-	-	-	-	-15.78±0.27	11.82±0.22
波纹巴非蛤 <i>Paphia undulata</i>	4	-16.49±0.21	-	9.71±0.13	-	-
美叶雪蛤 <i>Clausinella calophylla</i>	2	-17.39±0.06	-	10.88±0.07	-	-
毛蚶 <i>Scapharca subcrenata</i>	2	-17.21±0.12	-	8.78±0.04	-	-
柏氏四盘耳乌贼 <i>Euprymna berryi</i>	4	-17.13±0.45	-	12.20±0.19	-	-
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i>	-	-	-	-	-15.34±0.00	12.63±0.00
杜氏枪乌贼 <i>Loligo duvaucelii</i>	6	-15.91±0.46	-	13.09±0.12	-	-
田乡枪乌贼 <i>Loligo tagoi</i>	4	-16.69±0.31	-	12.55±0.30	-16.14±0.50	13.00±0.53
短蛸 <i>Octopus ocellatus</i>	2	-15.59±0.08	-	11.91±0.00	-	-14.33±0.22

注: -, 未采集到生物

Notes: -, organisms not collected

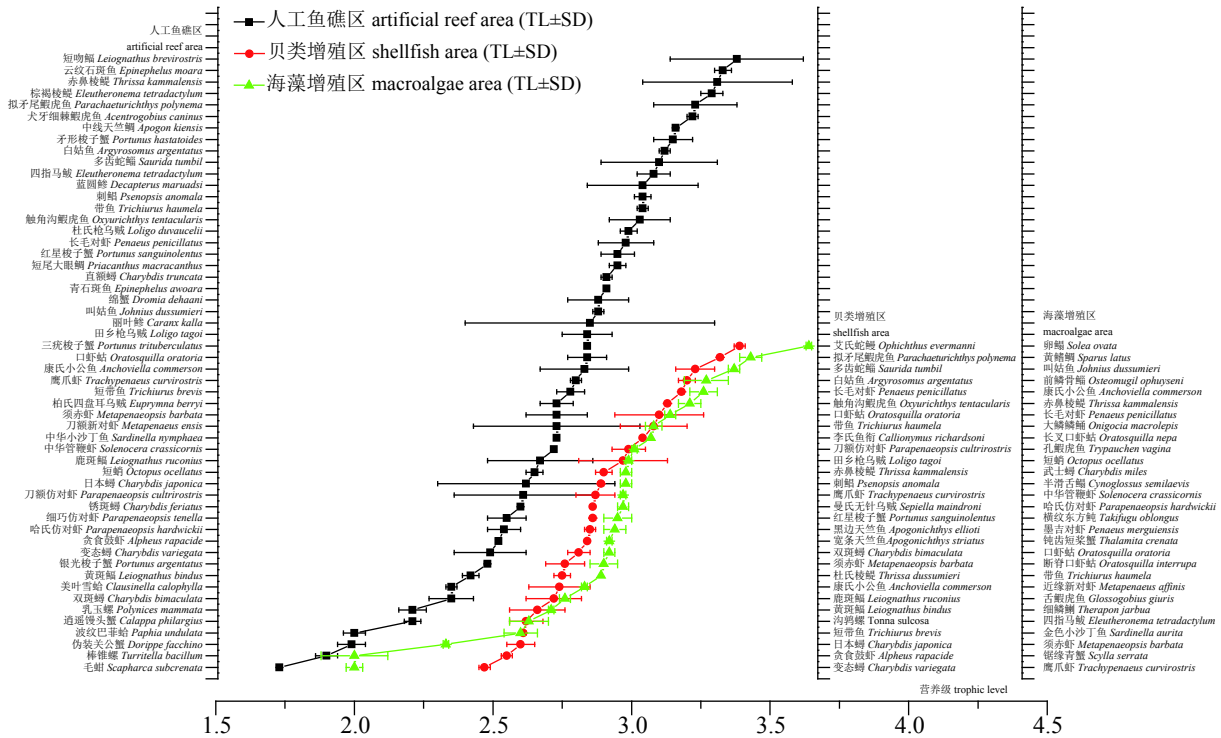


图2 柘林湾海洋牧场生物营养级特征

Fig. 2 Trophic level of organisms in Zhelin Bay marine ranch

内生物碳氮稳定同位素进行分析, 各功能区生物同位素特征见图3, 参数见表2、表3。结果显示人工鱼礁区生物营养级长度最长, 其次为贝类增殖区、海藻增殖区; 人工鱼礁区生态位多样化程度最高, 贝类增殖区和海藻增殖区生态位多样化程度接近; 生物对生态空间利用方面, 人工鱼礁区与海藻增殖区利用程度相当且均高

于贝类增殖区(表3); 人工鱼礁区平均营养级多样性最低, 海藻增殖区平均营养级多样性最高; 人工鱼礁区营养冗余程度最低, 海藻增殖区营养冗余程度最高。

不同食性生物对生物资源利用情况不同。以人工鱼礁区为例, 肉食性生物对生态空间利用率较杂食性高, 且两种食性生物生态空间重

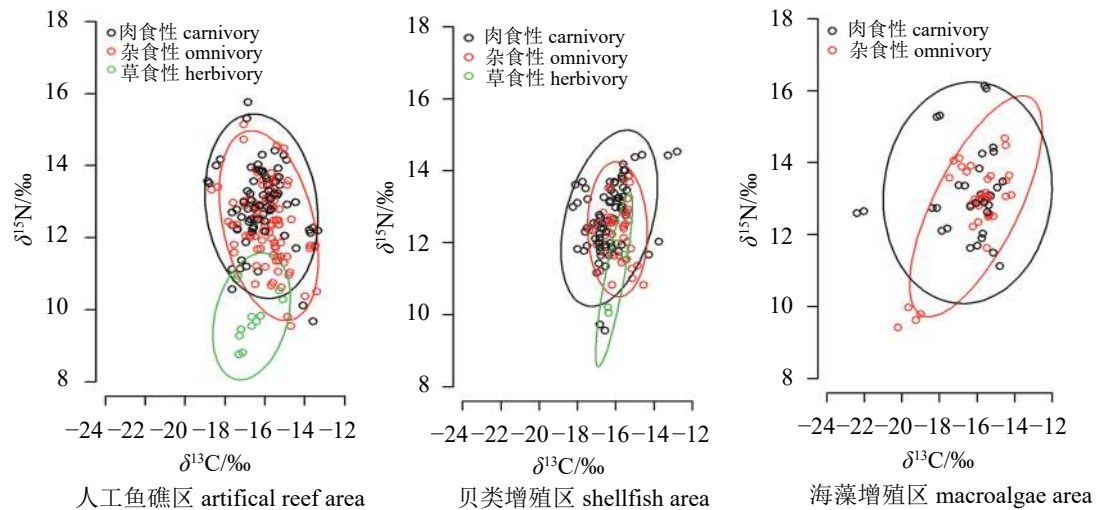


图3 不同功能区生物贝叶斯标准椭圆

Fig. 3 Standard ellipse area (SEA) of organisms in different functional areas

表 2 不同功能区生物群落指标

Tab. 2 The Layman's community-wide metrics in different functional areas

区域 area	NR	CR	TA	CD	MNND	SDNND
人工鱼礁区 artificial reef area	3.058	0.863	0.695	1.297	1.322	1.162
贝类增殖区 shellfish area	1.702	0.424	0.323	0.718	0.818	0.510
海藻增殖区 macroalgae area	0.376	0.438		0.289	0.577	

注：空白代表数据缺失，下同
Notes: the blank represents unavailable, the same below

表 3 相同食性生物生态空间利用情况

Tab. 3 Isotopic niches/resource use areas of the same feeding habit organisms

区域 area	人工鱼礁区 artificial reef area			贝类增殖区 shellfish area			海藻增殖区 macroalgae area		
	肉食性 carnivory	杂食性 omnivory	草食性 herbivory	肉食性 carnivory	杂食性 omnivory	草食性 herbivory	肉食性 carnivory	杂食性 omnivory	草食性 herbivory
TA	20.824	17.260	2.815	15.999	5.754	0.493	21.433	13.312	
SEA	3.771	3.214	1.720	3.003	1.529	0.637	7.238	4.000	
SEA _C	3.821	3.250	1.892	3.047	1.561	0.956	7.479	4.111	

叠明显，而草食性生物由于整体营养级较低，与其他食性生物生态空间重叠不明显。此外，不同功能区内相同食性生物对生态空间利用情况也不同，总体上肉食性生物生态空间利用率最高，其次为杂食性和草食性生物。为进一步对比不同功能区之间生物的稳定同位素特征，将人工鱼礁区，贝类增殖区，海藻增殖区3个区域内生物同位素数据进行对比(图4、表4)，结果显示海藻增殖区，贝类增殖区内相同食性生物生态空间利用情况基本与上文一致，人工鱼礁区区域杂食性生物空间利用率高于肉食性生

物，但对数据进行校正后(SEA_C)肉食性生物空间利用率高于杂食性生物(表4)。综上所述，人工鱼礁区肉食性和杂食性生物在营养级长度和生态空间利用方面并无太大差异，而贝类增殖区和海藻增殖区的肉食性生物对当地生态空间利用程度高于杂食性生物。

2.3 不同功能区之间同种生物稳定同位素特征

本次调查中3个功能区内均采集到的生物共计7种，含3种虾类(长毛对虾、须赤虾、鹰爪虾)、1种虾蛄类(口虾蛄)和3种鱼类(康氏小公

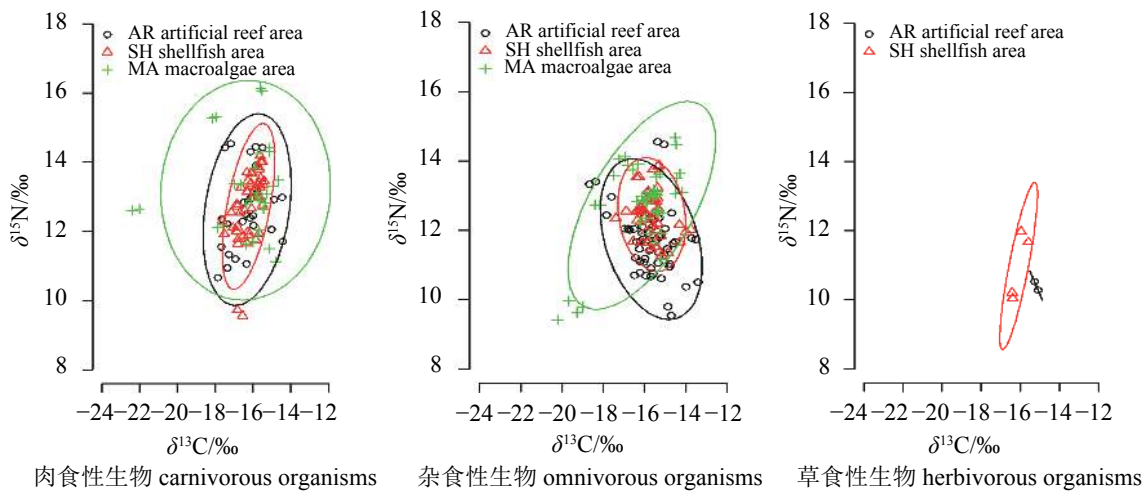


图 4 不同食性生物贝叶斯标准椭圆

Fig. 4 Standard ellipse area (SEA) of different feeding habit organisms

表 4 AR、SH、MA区域内相同食性生物生态位空间利用情况

Tab. 4 Isotopic niches/resource use areas of the same feeding habit organisms in AR, SH and MA

区域 area	人工鱼礁区 artificial reef area			贝类增殖区 shellfish area			海藻增殖区 macroalgae area		
	肉食性 carnivory	杂食性 omnivory	草食性 herbivory	肉食性 carnivory	杂食性 omnivory	草食性 herbivory	肉食性 carnivory	杂食性 omnivory	草食性 herbivory
TA	9.856	14.739	0	5.416	5.554	0.493	21.433	15.667	
SEA	3.260	2.800	0	1.454	1.390	0.637	7.463	4.424	
SEA _C	3.386	2.849	0	1.487	1.419	0.956	7.730	4.535	

鱼、带鱼、赤鼻棱鲷), 鱼类的营养级长度和生态空间利用程度均高于甲壳类。将7种生物稳定同位素按不同种类划分成7类, 运行SIBER后各参数见表4。海藻增殖区7种生物的营养级长度、生态位多样化程度、生态空间利用程度和平均营养级多样性均高于人工鱼礁区和贝类增殖区。人工鱼礁区和贝类增殖区生物在营养级长度、营养多样性和营养冗余程度上较为接近, 人工鱼礁区潜在生物资源高于贝类增殖区, 但其生态空间利用率低于贝类增殖区。由初步对比结果可知, 不同功能区同种生物由于所处环境不同, 导致其所处生态位不同, 最终造成同位素分布存在差异。

3 讨论

3.1 海洋牧场不同功能区构建对食物网结构的影响

海洋牧场不同功能区构建主要通过对海域

内环境进行人为改造, 人工鱼礁区因投放鱼礁而存在大量礁体及礁体附着物, 贝类增殖区因底播贝类而存在大量贝类, 海藻增殖区因人工吊养藻类存在大量藻类。研究表明生态系统工程构建会影响当地食物网结构^[23], 各功能区因建设不同的生态系统工程, 产生的影响各不相同。

贝类增殖区由于人为干预程度较其他功能区低, 故将其作为各功能区对比中的对照区。通过对比各功能区食物网结构可知(图3、表2、表3), 人工鱼礁区食物网结构较贝类增殖区复杂。人工鱼礁区在营养级长度、生态位多样化和生态空间利用方面均高于贝类增殖区, 但在平均营养级多样性方面低于贝类增殖区, 表明人工鱼礁区生物间竞争较贝类增殖区激烈, 考虑到人工鱼礁区食物来源较贝类增殖区丰富, 因而区域内食物网结构较贝类增殖区复杂。而生物资源接近的贝类增殖区和海藻增殖区(2个功能区采集到生物种数相同且功能区生态位多样化程度接近)在食物网结构上也存在差异, 其中

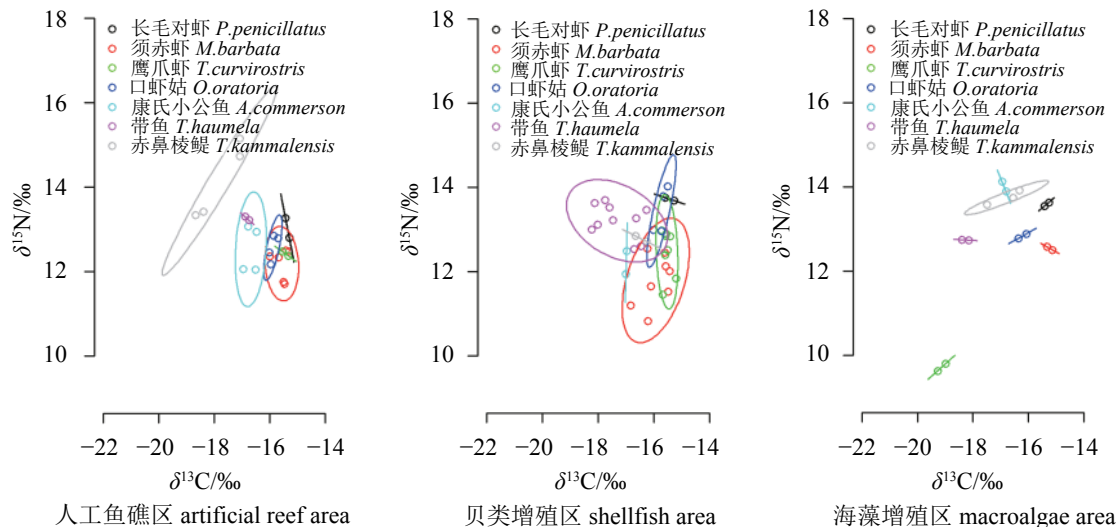


图 5 不同功能区同种生物贝叶斯标准椭圆

Fig. 5 Standard ellipse area (SEA) of the same organisms in different functional areas

表5 不同功能区同种生物群落指标

Tab. 5 The Layman's community-wide metrics of the same organisms in different functional areas

区域 area	NR	CR	TA	CD	MNND	SDNND
人工鱼礁区 artificial reef area	1.970	2.440	1.894	0.930	0.634	0.368
贝类增殖区 shellfish area	1.929	1.888	2.366	0.888	0.703	0.211
海藻增殖区 macroalgae area	4.293	3.899	7.530	1.639	1.228	0.993

海藻增殖区生物营养级长度较贝类增殖区短,但平均营养级多样性上较贝类增殖区高(表2、表3)。同贝类增殖区相比,海藻增殖区存在大量藻类可作为生物食物源。通过对比其他海域藻类同位素数据可知,南海流沙湾底栖海藻 $\delta^{13}\text{C}$ 比值为 $-20.41\text{‰} \sim -10.10\text{‰}$ ^[11]、东海枸杞岛附近海域藻类 $\delta^{13}\text{C}$ 比值为 $-20.8\text{‰} \sim -15.0\text{‰}$ ^[24],而海藻增殖区内 $\delta^{13}\text{C}$ 比值较低的生物主要为虾、蟹等杂食性生物(最低为 -19.94‰),初步推断区域内生物由于摄食藻类造成 $\delta^{13}\text{C}$ 比值分布较广。综合上述结果,食物源作为食物网结构中基础部分,增加食物源会改变食物网营养水平并影响食物网结构^[22],贝类增殖区生物资源虽与海藻增殖区相近,但由于海藻增殖区存在人工吊养藻类作为潜在食物源,故造成两个功能区食物网结构存在差异。对比不同功能区同种生物稳定性同位素可知(表5),人工鱼礁区生态位多样化程度较贝类增殖区高,但由于区域内生物生态位竞争较贝类增殖区激烈,故7种生物生态空间利用程度低于贝类增殖区,而海藻增殖区生物营养级长度和生态空间利用程度均高于其他功能区,结果表明同种生物稳定同位素会因所处环境不同而存在差异。

综上所述,潜在食物源和环境因子是影响食物网结构的重要因素,人为构建生态系统工程是造成潜在食物源和环境因子存在差异的主要原因。研究表明,不同生态系统工程对食物网结构的影响并不相同^[22],通过研究不同生态系统工程对食物网结构造成的影响,有助于改造生态系统,提高生态系统生产力水平。

3.2 海洋牧场建设对生态系统的影响

建设海洋牧场本质是对不同海域物理环境进行人为改造,通过构建生态系统工程提高生物对当地资源的利用率,充分利用海域生产力^[25]。生态系统工程建设会影响食物网结构,而食物

网结构通常作为反映生态系统稳定性的重要指标,一般情况下,食物网结构越复杂,生态系统稳定性越高^[26]。建设海洋牧场增加当地生物多样性,考虑到海洋牧场是由多功能区组成的生态系统工程,因此其对生态系统造成的影响应分区进行讨论。

食物网结构中物种冗余程度能够反映生态系统稳定性,通常物种冗余程度越高,生态系统稳定性越高^[27]。本研究中,人工鱼礁区物种聚集度密度(MNND=1.322)高于贝类增殖区(MNND=0.818)和海藻增殖区(MNND=0.577),其中MNND值越大,但营养冗余程度越低^[14]。本研究中,人工鱼礁区生态系统稳定性较高,海藻增殖区生态系统稳定性虽然低,但其营养冗余程度高。出现上述结果的原因主要是人工鱼礁区通过投放礁体增加当地生物资源,生物间竞争激烈且生态位重叠明显,因此区域内物种冗余程度相对较高,生态系统稳定性更佳。海藻增殖区通过吊养藻类增加区域内营养多样性,但由于区域内生态位多样化程度较低(CR=0.438,低于人工鱼礁区,接近贝类增殖区),导致物种冗余程度和生态系统稳定性低于另外两个功能区。各功能区除生态系统稳定性存在差异外,发挥的生态功能也各不相同。人工鱼礁区生态功能主要在于增加渔业资源,改善渔业资源结构^[28-29],而贝类增殖区、海藻增殖区除用于贝藻增殖外,还可吸收环境多余营养盐,降低水体富营养化程度^[30-31]。海洋牧场通过协调各个功能区生态功能,发挥其在资源养护和生态保护方面的作用。

若仅从生态系统稳定性和生态功能2个方面评估海洋牧场建设对生态系统造成的影响,显然不够全面,可引入生态系统评估方法对海洋牧场生态影响进行评估,如生态系统服务评估方法^[32]。国内已有秦传新等^[33]和徐增勤等^[34]分别对大亚湾杨梅坑人工鱼礁区、荣成湾牡蛎壳人

工鱼礁区生态系统服务进行评估, 结果显示鱼礁区建成后生态效益明显增加。但国内尚未对海洋牧场生态系统服务进行评估, 关于海洋牧场生态评估方法可参照人工鱼礁区评估内容, 并在此基础上增加其他功能区评估标准, 综合评估海洋牧场建设对生态系统的影响。

4 结论

本研究利用碳氮稳定性同位素法对柘林湾海洋牧场不同功能区的食物网结构进行探究, 结果显示人工鱼礁区食物网结构较其他功能区复杂, 同时生态系统稳定性最佳; 贝类增殖区生物生态空间利用率最低; 海藻增殖区生物营养冗余程度最高, 但其生态系统稳定性较差。初步推断各功能区环境不同是造成食物网结构存在差异的主要原因。考虑到食物网本身复杂性以及海洋生物存在流动性, 若要进一步探究食物网结构和生态系统的关系, 则需要更多基础性数据支持(生物数据和环境数据)。其中生物数据主要包括区域内大部分生物和非生物的稳定同位素数据, 环境数据包括光强、温度和盐度等。通过研究各功能区食物网结构, 有助于了解海洋牧场不同功能区生态系统间差异, 为合理规划海洋牧场各功能区提供理论支持。

参考文献:

- [1] 杨红生. 我国海洋牧场建设回顾与展望[J]. 水产学报, 2016, 40(7): 1133-1140.
Yang H S. Construction of marine ranching in China: Reviews and prospects[J]. Journal of Fisheries of China, 2016, 40(7): 1133-1140(in Chinese).
- [2] Leitão F. Artificial reefs: from ecological processes to fishing enhancement tools[J]. *Brazilian Journal of Oceanography*, 2013, 61(1): 77-81.
- [3] 陆忠康. 我国海洋牧场(Marine Ranching)开发研究的现状、面临的问题及其对策[J]. 现代渔业信息, 1995, 10(9): 6-9.
Lu Z K. Status, problems and countermeasure for exploitation and research of marine ranching in China[J]. *Modern Fisheries Information*, 1995, 10(9): 6-9(in Chinese).
- [4] 邓景耀, 孟田湘, 任胜民. 渤海鱼类食物关系的初步研究[J]. 生态学报, 1986, 6(4): 356-364.
Deng J Y, Meng T X, Ren S M. Food web of fishes in Bohai Sea[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1986, 6(4): 356-364(in Chinese).
- [5] Rau G H, Teyssie J L, Rassoulzadegan F, *et al.* $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ variations among size-fractionated marine particles: Implications for their origin and trophic relationships[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 1990, 59: 33-38.
- [6] Rau G H, Mearns A J, Young D R, *et al.* Animal C/C correlates with trophic level in pelagic food webS[J]. *Ecology*, 1983, 64(5): 1314-1318.
- [7] Adams T S, Sterner R W. The effect of dietary nitrogen content on trophic level ^{15}N enrichment[J]. *Limnology and Oceanography*, 2000, 45(3): 601-607.
- [8] Vander Zanden M J, Rasmussen J B. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: Implications for aquatic food web studies[J]. *Limnology and Oceanography*, 2001, 46(8): 2061-2066.
- [9] 万祎, 胡建英, 安立会, 等. 利用稳定氮和碳同位素分析渤海湾食物网主要生物种的营养层次[J]. 科学通报, 2005, 50(10): 1021-1025.
Wan Y, Hu J Y, An L H, *et al.* Determination of trophic relationships within a Bohai Bay food web using stable $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ analysis[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2005, 50(10): 1021-1025.
- [10] 魏虎进, 朱小明, 纪雅宁, 等. 基于稳定同位素技术的象山港海洋牧场区食物网基础与营养级的研究[J]. 应用海洋学学报, 2013, 32(2): 250-257.
Wei H J, Zhu X M, Ji Y N, *et al.* Study on the food web structure and their trophic levels of marine ranching area in Xiangshan Harbor[J]. *Journal of Applied Oceanography*, 2013, 32(2): 250-257(in Chinese).
- [11] 杨国欢, 侯秀琼, 孙省利, 等. 流沙湾食物网结构的初探——基于稳定同位素方法的分析结果[J]. 水生生物学学报, 2013, 37(1): 150-156.
Yang G H, Hou X Q, Sun X L, *et al.* Construction food web model of Liusha Bay-using stable Isotope analysis results[J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2013, 37(1): 150-156(in Chinese).
- [12] Jackson A L, Inger R, Parnell A C, *et al.* Comparing isotopic niche widths among and within communities: SIBER-Stable Isotope Bayesian Ellipses in R[J]. *Journal of Animal Ecology*, 2011, 80(3): 595-602.
- [13] Semmens B X, Stock B C, Ward E, *et al.* MixSIAR: A Bayesian stable isotope mixing model for characterizing

- intrapopulation niche variation[C]//Proceedings of the 98th ESA Annual Convention. Minneapolis, MN, USA: Ecological Society of America, 2013.
- [14] Saporiti F, Bearhop S, Silva L, *et al.* Longer and less overlapping food webs in anthropogenically disturbed marine ecosystems: Confirmations from the past[J]. *PLoS One*, 2014, 9(7): e103132.
- [15] Pasotti F, Saravia L A, De Troch M, *et al.* Benthic trophic interactions in an Antarctic shallow water ecosystem affected by recent glacier retreat[J]. *PLoS One*, 2015, 10(11): e0141742.
- [16] 陈勇, 于长清, 张国胜, 等. 人工鱼礁的环境功能与集鱼效果[J]. 大连水产学院学报, 2002, 17(1): 64-69.
Chen Y, Yu C Q, Zhang G S, *et al.* The environmental function and fish gather effect of artificial reefs[J]. *Journal of Dalian Fisheries University*, 2002, 17(1): 64-69(in Chinese).
- [17] Cabana G, Rasmussen J B. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 1996, 93(20): 10844-10847.
- [18] 蔡德陵, 李红燕, 唐启升, 等. 黄东海生态系统食物网连续营养谱的建立: 来自碳氮稳定同位素方法的结果[J]. 中国科学C辑: 生命科学, 2005, 48(6): 531-539.
Cai D L, Li H Y, Tang Q S, *et al.* Establishment of trophic continuum in the food web of the Yellow Sea and East China Sea ecosystem: Insight from carbon and nitrogen stable isotopes[J]. *Science in China Series C-Life Sciences*, 2005, 48(6): 531-539.
- [19] Minagawa M, Wada E. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age[J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1984, 48(5): 1135-1140.
- [20] Post D M, Pace M L, Hairston Jr N G. Ecosystem size determines food-chain length in lakes[J]. *Nature*, 2000, 405(6790): 1047-1049.
- [21] Post D M. Using stable isotopes to estimate trophic position: Models, methods, and assumptions[J]. *Ecology*, 2002, 83(3): 703-718.
- [22] De Smet B, Fournier J, De Troch M, *et al.* Integrating ecosystem engineering and food web ecology: Testing the effect of biogenic reefs on the food web of a soft-bottom intertidal area[J]. *PLoS One*, 2015, 10(10): e140857.
- [23] Sanders D, Jones C G, Thébault E, *et al.* Integrating ecosystem engineering and food webs[J]. *Oikos*, 2014, 123(5): 513-524.
- [24] 蒋日进, 章守宇, 王凯, 等. 枸杞岛近岸海域食物网的稳定同位素分析[J]. 生态学杂志, 2014, 33(4): 930-938.
Jiang R J, Zhang S Y, Wang K, *et al.* Stable isotope analysis of the offshore food web of Gouqi Island[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2014, 33(4): 930-938(in Chinese).
- [25] Jones C G, Lawton J H, Shachak M. Organisms as ecosystem engineers[J]. *Oikos*, 1994, 69(3): 373-386.
- [26] Montoya J M, Pimm S L, Solé R V. Ecological networks and their fragility[J]. *Nature*, 2006, 442(7100): 259-264.
- [27] Naeem S. Species redundancy and ecosystem reliability[J]. *Conservation Biology*, 1998, 12(1): 39-45.
- [28] 章守宇, 张焕君, 焦俊鹏, 等. 海州湾人工鱼礁海域生态环境的变化[J]. 水产学报, 2006, 30(4): 475-480.
Zhang S Y, Zhang H J, Jiao J P, *et al.* Change of ecological environment of artificial reef waters in Haizhou Bay[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2006, 30(4): 475-480(in Chinese).
- [29] 陈丕茂, 袁华荣, 贾晓平, 等. 大亚湾杨梅坑人工鱼礁区渔业资源变动初步研究[J]. 南方水产科学, 2013, 9(5): 100-108.
Chen P M, Yuan H R, Jia X P, *et al.* Changes in fishery resources of Yangmeikeng artificial reef area in Daya Bay[J]. *South China Fisheries Science*, 2013, 9(5): 100-108(in Chinese).
- [30] 周毅. 滤食性贝类筏式养殖对浅海生态环境影响的基础研究[D]. 青岛: 中国科学院海洋研究所, 2000.
Zhou Y. Foundational studies on effects of raft culture of filter-feeding bivalves on coastal ecological environment[D]. Qingdao: The Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2000 (in Chinese).
- [31] 张继红. 滤食性贝类养殖活动对海域生态系统的影响及生态容量评估[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2008.
Zhang J H. Effect of filter feeding shellfish mariculture on the ecosystem and the evaluation of ecology carrying capacity[D]. Qingdao: The Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2008 (in Chinese).
- [32] Barbier E B. Valuing ecosystem services as productive inputs[J]. *Economic Policy*, 2007, 22(49): 178-229.
- [33] 秦传新, 陈丕茂, 贾晓平. 人工鱼礁构建对海洋生态系

统服务价值的影响——以深圳杨梅坑人工鱼礁区为例[J]. 应用生态学报, 2011, 22(8): 2160-2166.

Qin C X, Chen P M, Jia X P. Effects of artificial reef construction to marine ecosystem services value: A case of Yangmeikeng artificial reef region in Shenzhen[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2011, 22(8): 2160-2166(in Chinese).

[34] 徐勤增. 牡蛎壳人工礁生态效应与生态系统服务价值评价[D]. 青岛: 中国科学院研究生院(海洋研究所), 2013.

Xu Q Z. Ecological effects and the ecosystem services of artificial oyster shell reef[D]. Qingdao: The Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, 2013 (in Chinese).

Food web analysis in Zhelin Bay marine ranching

LIN Huijie^{1,2,3,4}, QIN Chuanxin^{2,3,4*}, LI Xiaoguo^{2,3,4}, CHEN Pimao^{2,3,4},
MO Baolin^{2,3,4}, MA Huan^{2,3,4}, ZHENG Zhongming¹

(1. Marine College, Ningbo University, Collaborative Innovation Center for

Zhejiang Marine High-efficiency and Healthy Aquaculture, Ningbo 315211, China;

2. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;

3. Key Laboratory of Marine Ranching Technology, Chinese Academy of Fishery Sciences, Guangzhou 510300, China;

4. Scientific Observing and Experimental Station of South China Sea Fishery Resources & Environment, Ministry of Agriculture, Guangzhou 510300, China)

Abstract: Marine ranching is an ecological system engineering with many functional areas. The ecological environment and food web structure vary from functional area to functional area. Study on food web structure of different functional areas contributes to knowing ecosystem differences among functional areas. Stable isotope techniques were applied to the analysis of food web structure in different functional areas in Nan'ao Zhelin Bay Marine Ranch, where samples were collected for fishery resources and environment investigation. The results showed that 78 species were collected in the marine ranching, the $\delta^{13}\text{C}$ values of consumer ranged from -19.94‰ to -13.62‰ , the $\delta^{15}\text{N}$ values ranged from 8.78‰ to 15.29‰ and trophic level ranged from 1.73 to 3.64. Compared with other functional areas, the artificial reef area possessed more biological resources and complex structure of food web. In addition, there is broader isotopic resource and higher trophic redundancy in macroalgae area while the ecological niche of shellfish area was narrower and nutrient distribution was more concentrated. By comparison of the ecosystem stability in different functional areas, the artificial reef area is best while the macroalgae area is poor.

Key words: marine ranching; food web; trophic level; stable isotope; SIBER

Corresponding author: QIN Chuanxin. E-mail: qincx@scsfri.ac.cn

Funding projects: National Science & Technology Pillar Program during the Twelfth Five-year Plan Period (2012BAD18B02); National Natural Science Foundation of China (41206119); Public Science and Technology Research Funds Projects of Ocean (201405020-2)