

乔家乐, 栗小东, 李建龙, 等. 基于质量谱模型评估捕捞对蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落的影响[J]. 海洋学报, 2024, 46(1): 64–76, doi:10.12284/hyxb2024020

Qiao Jiale, Li Xiaodong, Li Jianlong, et al. Assessing the impacts of fishing on fish community in marine ranch of the Wuzhizhou Island based on size-spectrum model[J]. Haiyang Xuebao, 2024, 46(1): 64–76, doi:10.12284/hyxb2024020

基于质量谱模型评估捕捞对蜈支洲岛 海洋牧场鱼类群落的影响

乔家乐¹, 栗小东², 李建龙^{3,4}, 夏锴铭¹, 刘琦¹, 王迎宾^{1*}

(1. 浙江海洋大学 水产学院, 浙江 舟山 316022; 2. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306; 3. 海南大学 海洋学院, 海南海口 570228; 4. 海南大学 南海海洋资源利用国家重点实验室, 海南海口 570228)

摘要: 基于生态系统的渔业管理的理念已得到广泛认同, 但其在海洋牧场建设中的应用仍非常少见。本研究根据 2020–2021 年在蜈支洲岛海域开展的渔业资源底拖网调查数据, 构建了海洋牧场鱼类群落的质量谱模型 (SSM), 反映了海洋牧场中食物网的复杂结构以及种间相互作用, 以评估捕捞对海洋牧场鱼类群落的影响。研究通过对两种管理策略 (单物种管理和多物种管理) 的模拟, 分析特定种类的捕捞死亡系数变化对鱼类群落产生的影响, 并利用群落总生物量、质量谱斜率、平均最大质量、平均质量和大型鱼类指数 5 种群落生态指标监测了鱼类群落的特征状态。单物种管理策略结果显示, 蜈支洲岛海洋牧场生态系统呈现下行控制效应, 肉食性鱼类对浮游生物食性鱼类存在着强烈的调控作用。捕捞死亡系数变化后, 不同物种间竞争捕食等复杂的相互作用会产生营养级联效应。多物种管理策略结果显示, 灰海鳗 (*Muraenesox cinereus*) 的捕捞死亡系数对群落质量谱斜率影响最大, 大头狗母鱼 (*Trachiocephalus myops*) 和灰海鳗的捕捞死亡系数对鱼类群落生物量和群落结构及功能的影响最大。研究结果对于保护和维持鱼类群落稳定方面具有重要意义, 能够帮助管理者更好地了解捕捞死亡系数变化对鱼类群落产生的潜在影响, 从而根据物种对渔业的重要性制定可行且有效的保护和管理策略。

关键词: 质量谱模型; 海洋牧场; 管理策略; 生态指标; 营养级联

中图分类号: P714⁺.5; S932.4

文献标志码: A

文章编号: 0253–4193(2024)01–0064–13

1 引言

随着海洋渔业资源的过度捕捞, 水域环境恶化、海洋生境碎片化等问题日益严重^[1–2], 中国近海渔业资源衰退明显^[3]。因此探索一种新型的现代海洋渔业生产方式已显得十分迫切^[4]。海洋牧场作为中国传统渔业转型的新动力^[5], 因其可以实现渔业资源科学高效产出和对海洋生态环境友好等优点得到了普遍关

注和研究。目前国内外对海洋牧场的研究报道有很多, 主要包括食物网和营养级^[6]、海水营养状况^[7]、表层沉积物^[8]以及资源养护效果评价^[9–10], 而当前有关捕捞对海洋牧场鱼类群落影响的研究鲜见报道。

控制捕捞死亡系数对维持鱼类群落的稳定性有着重要意义, 直接影响着鱼类群落的结构和功能^[11]。但由于生态系统的种间关系等复杂性, 传统的单物种模型很难真实地反映捕捞作用下群落和生态系统的

收稿日期: 2023–08–17; 修订日期: 2023–10–23。

基金项目: 国家重点研发计划“蓝色粮仓科技创新”重点专项项目 (2019YFD0901304); 浙江省基础公益计划项目 (LGN21C190009); 舟山市科技局项目 (2022C41003)。

作者简介: 乔家乐 (1997—), 男, 安徽省滁州市人, 主要从事海洋渔业生态与资源可持续利用的研究。E-mail: 626745590@qq.com

* 通信作者: 王迎宾, 博士生导师, 教授, 主要从事渔业资源评估与管理的研究。E-mail: yingbinwang@126.com

整体动态。质量谱模型 (Size-Spectrum Model, SSM) 作为一个功能强大的海洋生态系统模型^[12], 充分考虑到了物种间的相互作用^[13], 可以有效地支撑基于生态系统的渔业管理 (Ecosystem-Based Fisheries Management, EBFM)^[14-15]。SSM 被广泛应用于海洋渔业相关的研究, 如 Blanchard 等^[16] 使用 SSM 探讨平衡北海多个管理决策的目标; Reum 等^[17] 基于 SSM 分析气候变化对白令海峡食物网的影响; Wo 等^[18] 构建 SSM 研究了 TAC 方法管理黄海北部混合渔业; Zhang 等^[19] 则最早在国内应用 SSM 探讨了捕捞强度变化对海州湾鱼类群落的影响, 并讨论了 SSM 在研究鱼类群落动态方面的优势和局限性。从现有文献来看, SSM 的应用主要集中于海洋生态系统中, 而鲜有学者围绕 SSM 在现代化海洋牧场中的应用展开深度讨论。

本研究以 2020–2021 年在蜈支洲岛海域开展的渔业资源底拖网调查数据为基础, 在基于生态系统的渔业管理 (EBFM) 理念下通过构建蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落的 SSM, 分别模拟分析了单物种管理策略和多物种管理策略对鱼类群落的影响, 并通过群落总生物量、质量谱斜率、平均最大质量、平均质量和大型鱼类指数 5 种群落生态指标反映鱼类群落的动态变化。本研究旨在阐明多种管理方式对鱼类群落的动态影响, 以期为进一步研究海洋牧场鱼类群落结构及海洋牧场的建设提供科学参考。

2 材料与方法

2.1 数据来源

调查区域位于海南省三亚市海棠湾 (图 1)。数据来自 2020 年 8 月和 11 月、2021 年 1 月和 4 月对蜈支洲岛毗邻海域进行的周年性拖网调查, 调查海域水深为 30~50 m。调查船主机功率为 450 kW, 拖网网具网口宽度为 16.8 m, 网囊网目尺寸为 25 mm。根据经纬度在 12 个站点进行采样, 每个站点拖曳时间为 0.5~1 h, 拖速为 2~2.8 kn。

科学调查共鉴定出物种约 200 余种, 其中鱼类 174 种^[20], 其余为头足类, 并测定了其体长 (胴长) 和质量。本研究在选择可作为蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落代表种类时, 遵循了以下 3 点原则: (1) 生态位和生态功能: 选择不同生态位或具有不同生态功能的鱼类, 例如, 肉食性鱼类、草食性鱼类和杂食性鱼类, 以反映当地鱼类群落食物网的复杂性; (2) 丰度和优势种: 选择拖网调查中生物量较高的鱼类和当地鱼类群落中的优势种, 以确保模型的真实性和(3) 重要经济物种: 选择具有重要经济价值的鱼类, 以便于更好地了解

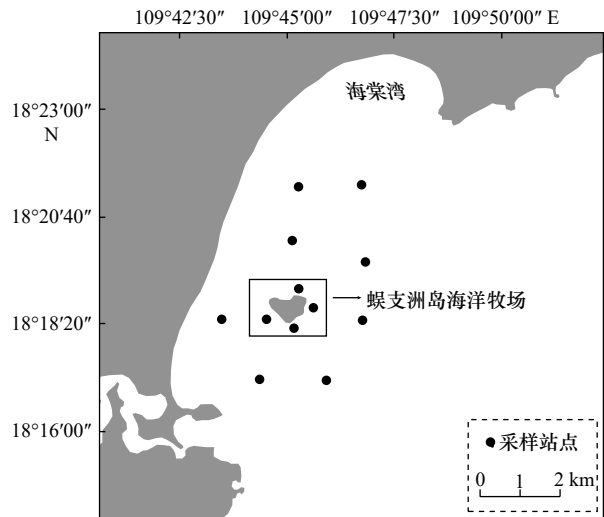


图 1 蜈支洲岛海洋牧场渔业资源调查站位

Fig. 1 Fishery resources survey station in the marine ranch of the Wuzhizhou Island

渔业资源的管理和保护。基于以上原则将占据鉴定物种总生物量近 70% 的 24 个物种纳入 SSM 中 (表 1)。根据调查数据和相关文献资料对 24 个物种的生物学参数进行估算, 包括生长、捕食、繁殖和死亡率等。

2.2 质量谱模型与参数估算

质量谱模型 (SSM) 由 Andersen 和 Beyer^[21] 及 Hartvig 等^[13] 开发, 通过对 R 语言下 “mizer” 包的源代码进行调用^[22]。该模型以个体质量作为物种的基本属性, 同时将个体质量与物种的生理速率及生态相互作用相联系^[17], 生长与成熟都依赖于对食物的获取, 所有过程都在个体层面产生。在个体层面包含了诸多生物学过程, 如生长、繁殖、死亡和新陈代谢等, 并以子模型量化了上述过程, 具体详见文献 [16] 中表 S1。

SSM 中部分物种的生活史参数主要参考了相同或相邻海域历史文献中的渐进质量 W_{inf} 、成熟质量 W_{mat} 和生长速率 K_{b0} 。对于生活史参数缺乏的物种, 如史氏鳄齿鱼 (*Champsodon snyderi*)、少鳞鲢 (*Uranoscopus oligolepis*)、云斑裸颊虾虎鱼 (*Yongeichthys criniger*)、短鲷 (*Brachypleura novaezeelandiae*) 与花鳍副海猪鱼 (*Parajulis poecilepterus*) 等均参考了 Fish-Base^[19, 23], 估算时使用的方法为线性回归。 β 值为捕食者与被捕食者的偏好质量比 (PPMR)^[16], 本研究参考了 Reum 等^[17] 对鱼类食性的划分: 肉食性物种的 β 值较低, 为 100, 杂食性物种和浮游食性物种的 β 值较高, 分别为 500 和 1 000, 再根据物种的具体食性信息进行估算, 其中高值反映了鱼类成年后对浮游动物和底栖无脊椎动物资源依赖性更强^[24]。由于大多数物种都缺乏选择宽度 σ 的数值, 因此物种的选择宽度

表 1 质量谱模型中的物种特征参数
Table 1 Species-specific input parameters in the size-spectrum model

物种	W_{inf}	W_{mat}	β	R_{max}	SS	σ	K_{vb}	Q
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i>	1 419.92	218.92	18	9.52×10^5	10.23	1.30	0.24	0.93
短髯 <i>Brachypleura novaezeelandiae</i>	57.04	13.73	3 090	5.15×10^7	9.81	1.30	0.46	0.63
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i>	441.61	100.08	50	7.93×10^4	11.39	1.30	0.70	0.73
宽条鹦天竺鲷 <i>Ostorhinchus fasciatus</i>	101.73	21.04	6 545	9.38×10^5	5.86	1.30	0.78	0.43
鹿斑仰口鲷 <i>Secutor ruconius</i>	29.26	8.51	970	9.16×10^6	6.99	1.30	0.43	0.3
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i>	805.85	181.87	20	4.11×10^5	37.84	1.30	0.29	0.54
日本鲱鲤 <i>Upeneus japonicus</i>	73.31	19.28	254	3.34×10^5	8.62	1.30	0.67	0.23
日本瞳鲷 <i>Inegocia japonicus</i>	268.78	77.53	112	5.38×10^6	11.48	1.30	0.32	0.53
少鳞魮 <i>Uranoscopus oligolepis</i>	59.75	21.54	60	3.73×10^5	7.20	1.30	0.68	0.95
印度小公鱼 <i>Stolephorus indicus</i>	87.71	17.33	5 487	2.55×10^6	8.66	1.30	1.05	0.89
南海石斑 <i>Epinephelus stictus</i>	257.92	64.48	75	5.04×10^5	3.91	1.30	0.19	0.4
蓝圆鲹 <i>Decapterus maruadsi</i>	464.44	116.11	8 849	7.54×10^4	0.55	1.30	0.36	0.66
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i>	620.00	155.00	20	3.20×10^4	1.32	1.30	1.10	0.43
枪乌贼 <i>Loligo chinensis</i>	24.00	8.00	14	9.13×10^5	0.67	1.30	1.10	0.43
花斑蛇鲻 <i>Saurida undosquamis</i>	218.37	54.59	33	6.30×10^4	9.99	1.30	0.59	0.62
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i>	539.00	134.75	28	1.90×10^5	11.67	1.30	0.4	0.41
史氏鰾齿鱼 <i>Champsodon snyderi</i>	28.72	7.18	745	9.64×10^5	1.60	1.30	0.95	1.00
长体银鲈 <i>Gerres macrosoma</i>	366.31	91.57	284	1.05×10^5	14.86	1.30	0.41	0.92
日本金线鱼 <i>Nemipterus japonicus</i>	69.50	17.38	50	3.25×10^5	3.48	1.30	0.76	0.64
六指马鲛 <i>Polynemus sextarius</i>	137.00	34.25	178	5.06×10^5	2.70	1.30	0.37	0.57
怀氏兔头鲈 <i>Lagocephalus wheeleri</i>	574.90	143.73	82	4.66×10^4	27.59	1.30	0.46	0.86
花鳍副海猪鱼 <i>Parajulis poecilepterus</i>	276.24	69.06	146	7.64×10^5	12.38	1.30	0.22	0.38
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i>	5 111.91	1 277.99	205	3.91×10^3	175.44	1.30	0.19	0.79
云斑裸颊虾虎鱼 <i>Yongeichthys criniger</i>	56.98	14.25	950	4.23×10^7	6.85	1.30	0.4	0.09

注: W_{inf} 为渐进质量(单位: g); W_{mat} 为成熟质量(单位: g); K_{vb} 为生长速率; β 为捕食者与被捕食者的偏好质量比; R_{max} 为最大补充量; σ 为物种选择函数的宽度; SS 为刀刃型网具物种选择大小(单位: g); Q 为物种的可捕系数。

σ 都设置为 1.3^[25]。研究中假设物种的特异性选择函数遵循刀刃曲线^[22],并通过“LIME”包计算出物种的选择性大小 SS ^[26]。可捕系数 Q 则是利用物种的捕捞死亡系数进行估算。物种的相互作用矩阵代表物种间的空间重叠^[27],矩阵中的指数通过拖网调查站位中的物种生物量数据计算得出,指数范围在 0~1 之间,物种之间没有重叠则为 0。物种的捕捞死亡系数从相同海域的文献中获取,当捕捞死亡系数差异较大时则取其均值。研究中根据物种的观测生物量,通过模型校准得到每个物种的最大补充量 R_{max} 。在 R 语言中使用“L-BFGS-B”方法以对数尺度最小化预测生物量

与观测生物量作为目标函数^[16,19]。

2.3 模型的应用

本研究侧重于分析对鱼类群落生态系统影响较大的关键种或对维持鱼类群落有特定功能的物种^[28]。为保证模拟时鱼类群落达到稳定平衡状态,研究将捕捞死亡系数的时间序列范围设定为 1970–2070 年,确保在模拟鱼类捕捞死亡系数变化时(2025 年),不论是模拟前还是模拟后鱼类群落都可以趋向于稳定,从而分析不同的管理策略对鱼类群落的动态影响。研究中设计了两个渔业管理的模拟场景。

(1) 单物种管理: 本模拟场景是基于质量谱模型

评估单一物种的捕捞死亡系数变化对海洋牧场鱼类群落的影响。模拟时分别将24个物种在同一时间(2025年)改变其捕捞死亡系数,即捕捞死亡系数增大或减小75%,其中,捕捞死亡系数增加75%用 \uparrow 代替,捕捞死亡系数减小75%用 \downarrow 代替,观察单一物种的捕捞死亡系数变化对该物种和群落中其他物种生物量的影响。并从中选取产生影响较大的特定种作为单物种管理的代表,同时选择生物量遭受影响较大的物种来反映单物种管理策略对鱼类群落的影响。

(2)多物种管理:多物种管理是一种综合性渔业管理方法,旨在维护渔业资源的可持续性和生态系统的稳定,它不仅考虑了不同物种间的相互作用和影响,还关注了物种在生态系统中的角色和功能。本模拟场景在单物种管理基础上,将选取的特定种进行多物种管理。通过选择任意2个特定种同时改变捕捞死亡系数,捕捞死亡系数设置了不同的管理组合(表2),观察2026–2070年间不同的捕捞死亡系数管理组合对鱼类群落的影响。研究将综合所有多物种管理,选取群落总生物量变化最大的一种捕捞死亡系数管理组合作为代表,分析该管理策略对两个特定种和群落中其他物种生物量的影响。

表2 多物种管理中特定种的捕捞死亡系数管理组合
Table 2 Species-specific fishing death coefficient management combinations in multispecies management

场景	捕捞死亡系数管理组合
1	物种A \uparrow 物种B \uparrow
2	物种A \uparrow 物种B \downarrow
3	物种A \downarrow 物种B \uparrow
4	物种A \downarrow 物种B \downarrow

以上模拟中使用了5种生态指标监测鱼类群落结构和生物量的动态变化^[29–30],包括:(1)总生物量(B)^[28];(2)大型鱼类指数(LFI)^[31];(3)平均质量(mean weight)^[32];(4)平均最大质量(mean max weight)^[16];(5)群落质量谱斜率(slope)^[33–34]。通过追踪每个特定种的捕捞死亡系数变化前10年(2014–2024年)生态指标平均值和模拟捕捞死亡系数变化最后10年(2060–2070年)鱼类群落稳定下生态指标平均值的变化,反映不同的管理策略对鱼类群落产生的影响。

3 结果

3.1 平衡状态

在恒定的捕捞压力下,质量谱模型(SSM)在30年内达到平衡稳定状态(图2)。绝大多数物种的

质量小于10g时,摄食水平基本无差异,当质量超过10g时,摄食水平则会出现显著分化,物种摄食水平的高低主要是由个体的质量所决定(图2a)。在30年内物种的生物量达到稳定的水平(图2b)。物种的捕食死亡系数和自身质量密切相关,小质量时的捕食死亡系数远大于大质量时的捕食死亡系数,同时先补充的鱼还会遭受群体捕食^[35](图2c)。不同生态位的物种之间捕捞死亡系数存在着明显区别(图2d)。生物量谱图表示鱼类群落和背景资源的大小组成,随着质量的增加,物种的生物量密度也开始逐步增大,当超过某一特定临界值时,生物量密度会发生骤降(图2e)。

3.2 单物种管理对鱼类群落影响

当大头狗母鱼(*Trachiocephalus myops*)、灰海鳗(*Muraenesox cinereus*)、南海带鱼(*Trichiurus nanhaiensis*)、曼氏无针乌贼(*Sepiella maindroni*)、银姑鱼(*Penahia argentata*)和短尾大眼鲷(*Priacanthus macracanthus*)这6个处于高营养级鱼类的捕捞死亡系数发生变化时,对鱼类群落产生了较大影响。9种鱼类[蓝圆鲈(*Decapterus maruadsi*)、日本瞳鲷(*Inegocia japonicus*)、花斑蛇鲻(*Saurida undosquamis*)、南海石斑(*Epinephelus stictus*)、日本金线鱼(*Nemipterus japonicus*)、怀氏兔头鲈(*Lagocephalus wheeleri*)、六指马鲛(*Polynemus sextarius*)、印度小公鱼(*Stolephorus indicus*)、长体银鲈(*Gerres macrosoma*)]的生物量受上述6个高营养级特定种的捕捞死亡系数变化影响较大。当在2025年改变对特定种的捕捞死亡系数时(表3),特定种的生物量会迅速发生变化,并且生物量的变化趋势与捕捞死亡系数的变化趋势相反。受鱼类群落中种间相互作用的影响,处于不同高营养级的6个特定种遭受的捕捞死亡系数发生变化时,群落中其他营养级鱼类的生物量会受到不同程度的影响(图3)。

每个特定种的捕捞死亡系数变化都会对鱼类群落产生直接影响,并且影响程度也有所不同(表4)。大头狗母鱼的捕捞死亡系数变化对群落总生物量和平均质量产生的影响较大。灰海鳗的捕捞死亡系数变化对群落质量谱斜率产生显著影响,当捕捞死亡系数增加时质量谱斜率变小(更负),相反,当捕捞死亡系数减小时质量谱斜率则变大(更正),其他特定种的捕捞死亡系数变化对质量谱斜率的影响较小(不超过2%)。灰海鳗的捕捞死亡系数减小对平均最大质量影响最大。特定种的捕捞死亡系数减小导致大型鱼类指数变化较大,其中银姑鱼和大头狗母鱼的大型鱼类指数变化最大。综合以上所有单物种管理下生

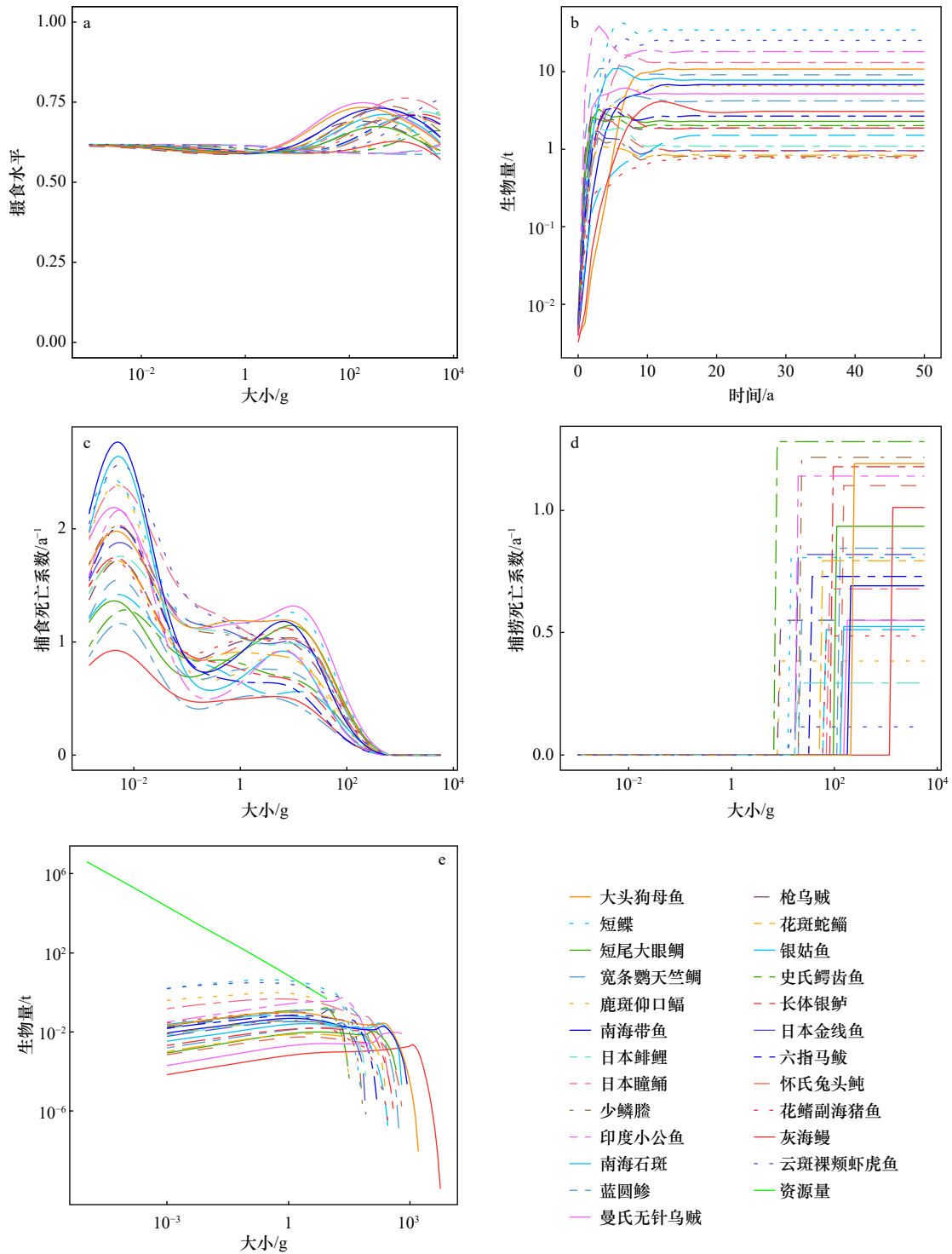


图 2 质量谱模型 (SSM) 的基本输出

Fig. 2 A summary of the size-spectrum model (SSM) outputs

a. 摄食水平; b. 鱼类个体生物量随时间变化; c. 捕食死亡系数; d. 捕捞死亡系数; e. 群落生物量谱

a. Feeding level; b. species biomass change through time; c. predation mortality coefficient; d. fishing death coefficient; e. community size spectra

态指标的变化, 研究发现, 绝大多数特定种的捕捞死亡系数增大都会导致群落生态指标的降低。相反, 捕捞死亡系数的减小则会促进鱼类群落更加稳定。

3.3 多物种管理对鱼类群落影响

对 6 个特定种进行多物种管理(表 5)的结果显

示, 多物种管理下的鱼类群落物种生物量的波动趋势更为显著。其中, 大头狗母鱼和南海带鱼的管理组合对群落生物量产生的影响最大, 尤其是当大头狗母鱼和南海带鱼的捕捞死亡系数同时减小时, 两者的生物量显著增加, 同时怀氏兔头鲷、蓝圆鲈和灰海鳗的生

表3 模拟中物种的捕捞死亡系数变化
Table 3 Changes in fishing death coefficient for species in the simulation

物种	F	F↑	F↓
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i>	0.60	1.05	0.15
灰海鳗 <i>Muraenox cinereus</i>	1.01	1.77	0.25
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i>	0.35	0.61	0.09
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i>	0.28	0.49	0.07
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i>	0.27	0.47	0.07
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i>	0.94	1.65	0.24

注: F代表2025年的捕捞死亡系数, F↑表示模拟时物种的捕捞死亡系数增大75% (1.75F), F↓表示模拟时物种的捕捞死亡系数减小75% (0.25F)。

物量均大幅下降(图4)。

为了进一步分析多物种管理对鱼类群落的影响, 分别选取了15种多物种管理中生态指标变化最为显著的一组管理组合(表5), 结果显示, 多物种管理对鱼类群落的影响大于单物种。在有灰海鳗的5个多物种管理组合中, 质量谱斜率均显著增大, 而其他的管理组合对质量谱斜率的影响在一定程度上可以忽略不计, 由此推断出鱼类群落中质量谱斜率主要受群落中质量最大物种的调控。同样平均最大质量也有类似的特征, 但其他特定种的管理组合对平均最大质量也会产生不可忽视的影响。群落总生物量和平均质量受大头狗母鱼的管理组合影响较大。大型鱼类指数受多物种管理的影响程度较大, 尤其是含有银姑鱼的多物种管理组合, 其中银姑鱼和大头狗母鱼的管理组合对鱼类群落大型鱼类指数影响最大。综合所选用的5种生态指标的变化情况, 表明当多物种管理中顶级捕食者大头狗母鱼或灰海鳗的捕捞死亡系数发生变化时, 群落动态就会受到较大影响。

4 讨论

4.1 单物种管理

本文中, 捕捞死亡系数变化对蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落影响较大的特定种均处于高营养级, 表明蜈支洲岛海洋牧场的生态系统为下行控制效应, 此结果与Hessen和Kaartvedt^[36]及Worm和Myers^[37]对海洋生态系统的研究一致。海洋牧场中鱼类的捕捞死亡系数发生变化后, 群落动态是由不同的物种间竞争和捕食等复杂的相互作用驱动的^[24], 同时还会产生营养级联效应^[25], 例如当大头狗母鱼的捕捞死亡系数降低

75%时, 其他物种生物量都在减小, 而大头狗母鱼、南海石斑和六指马鲛的生物量增加导致了群落总生物量上升了3.53%。Casini等^[38]和Daskalov^[39]提出海洋生态系统中的肉食性鱼类对浮游生物食性鱼类存在着强烈的调控, 这与本研究结果相似, 蜈支洲岛海洋牧场也存在肉食性鱼类的捕捞死亡系数降低其生物量增加, 而浮游生物食性鱼类生物量减少的现象。这可能是由于人工鱼礁的投放对鱼类产生了良好的诱集和养护效果, 并增加了相遇几率^[9], 同时海洋牧场中的食物链相对较短, 因此调控作用较为明显。此外, 大头狗母鱼属广分布型暖水性底层鱼类^[40]。根据张壮丽^[41]对大头狗母鱼生活史特征的研究, 大头狗母鱼摄食强度大、种类多且鱼类占主体。大头狗母鱼作为蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落中的优势群体^[20], 控制着中小型鱼类数量, 并维持食物链的平衡。一旦大头狗母鱼的捕捞死亡系数发生变化时, 其强大的捕食特性也会随之改变, 进而给蜈支洲岛海洋牧场中鱼类群落的稳定性带来显著影响。值得注意的是, 在本研究中顶级捕食者灰海鳗的捕捞死亡系数增加75%并未导致其猎物的生物量上升, 这与Heithaus等^[42]研究中提到的捕食者的释放会间接提高被捕食者的存活率存在较大差异, 其原因可能与蜈支洲岛海洋牧场生态系统中食物网的复杂结构有关^[43]。

利用生态指标监测鱼类群落的动态影响效果较为显著, 这主要是由于海洋牧场人工鱼礁海域生态系统的形成和发展受人类活动的影响^[1]。相较于自然海域生态系统, 捕捞死亡系数的变化对人工介导下的海洋牧场鱼类群落产生的影响更大。监测结果显示, 当大型捕食者灰海鳗的捕捞死亡系数改变时, 蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落质量谱斜率的变化最大, 其原因可能是大型鱼类的移除或增加会改变鱼类群落的结构和功能^[44]。相关的研究结果也表明, 大型捕食者的捕捞死亡系数增加会导致鱼类群落的质量谱斜率变得更小^[33]。此外, 肖祎等^[45]研究已表明灰海鳗作为高营养级的凶猛捕食者, 在鱼类群落中常处于食物链的顶端, 对生态系统的下行控制效应起着关键作用。因此灰海鳗捕捞死亡系数的改变会对蜈支洲岛海洋牧场的鱼类群落结构产生显著影响。绝大多数高营养级特定种的捕捞死亡系数降低均会导致鱼类群落结构更加稳定, 其原因可能是蜈支洲岛海洋牧场主要受高营养级特定种的调控, 高营养级特定种对维持鱼类群落结构和生态系统平衡具有重要作用^[28]。

4.2 多物种管理

相较于单物种管理, 多物种管理对蜈支洲岛海洋

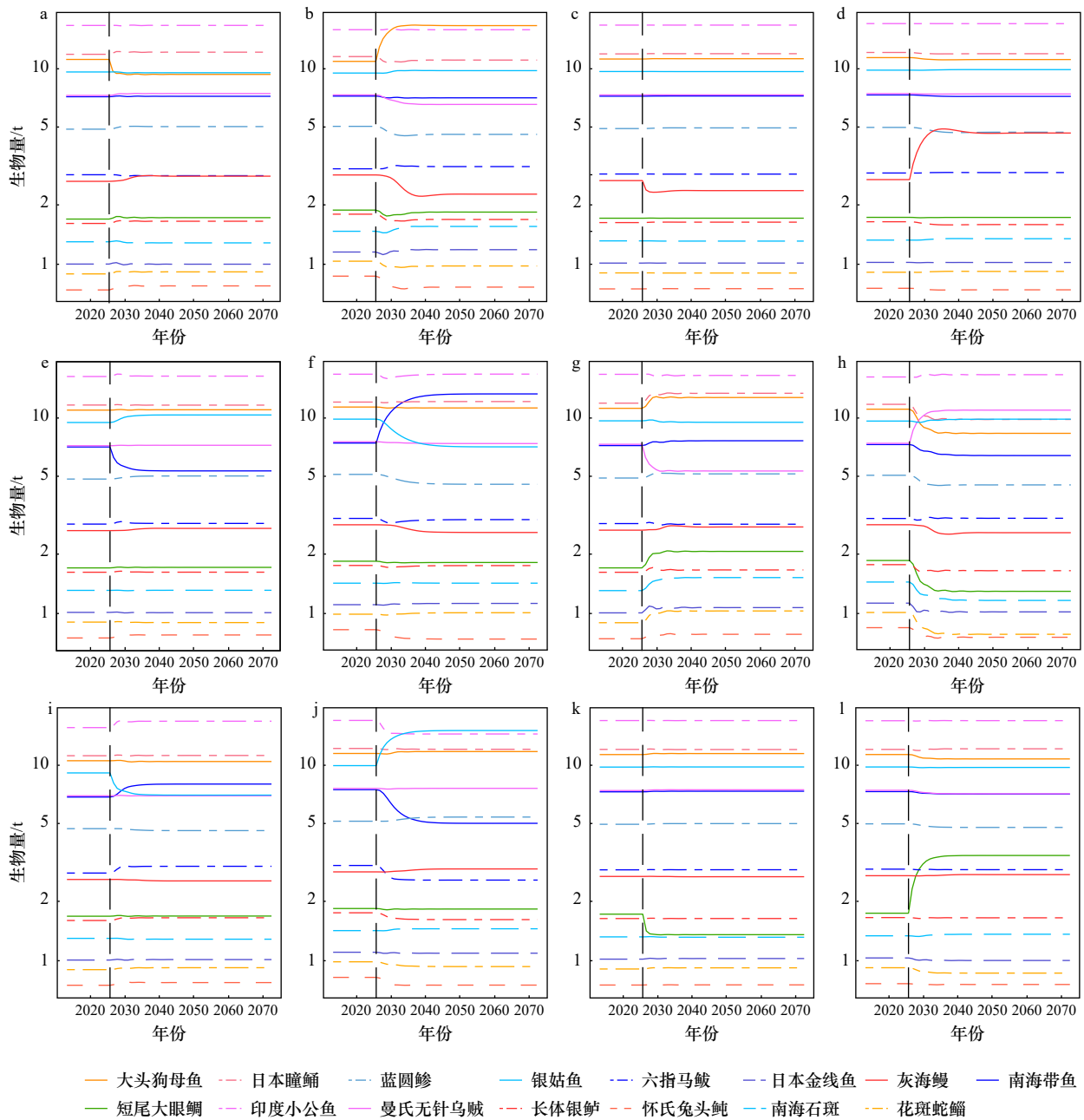


图3 在单物种管理下群落中物种生物量的变化情况

Fig. 3 Changes in species biomass in communities under single-species management

图 a、c、e、g、i 和 k 分别为模拟大头狗母鱼、灰海鳗、南海带鱼、曼氏无针乌贼、银姑鱼和短尾大眼鲷的捕捞死亡系数在 2025 年增加 75% 后群落中物种生物量的变化情况, 图 b、d、f、h、j 和 l 分别为模拟大头狗母鱼、灰海鳗、南海带鱼、曼氏无针乌贼、银姑鱼和短尾大眼鲷的捕捞死亡系数在 2025 年减小 75% 后群落中物种生物量的变化情况, 黑色虚线对应年份为 2025 年

Figures a, c, e, g, i, and k show changes in biomass of species in the community after a 75% increase in fishing death coefficient in 2025 for simulations *Trachiocephalus myops*, *Muraenesox cinereus*, *Trichiurus nanhaiensis*, *Sepiella maindroni*, *Pennahia argentata* and *Priacanthus macracanthus*, respectively. Figures b, d, f, h, j, and l show changes in biomass of species in the community after a 75% decrease in fishing death coefficient in 2025 for simulations *Trachiocephalus myops*, *Muraenesox cinereus*, *Trichiurus nanhaiensis*, *Sepiella maindroni*, *Pennahia argentata* and *Priacanthus macracanthus*, respectively. The black dashed line corresponds to the year 2025

牧场鱼类群落产生的影响更大。多物种管理充分考虑了生态系统中不同物种间的相互作用和依赖关系^[24], 从而可以更加全面地评估捕捞死亡系数的变化对海

洋牧场鱼类群落结构和功能的影响。研究发现, 多物种管理中大头狗母鱼和南海带鱼的捕捞死亡系数同时减小 75% 时, 对鱼类群落中其他物种生物量产生

表4 单物种管理下群落生态指标平均值(%)的变化情况

Table 4 Changes in the mean values (%) of community ecological indicators under single species management

物种	总生物量	质量谱斜率	平均最大质量	平均质量	大型鱼类指数
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↑	-0.79	-0.20	-1.59	-0.66	-2.41
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↓	+3.53	+1.79	+5.04	+3.93	+7.11
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↑	-0.07	-10.69	-2.29	-0.02	-0.49
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↓	+0.54	+19.01	+14.84	+0.28	+3.09
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↑	-0.35	-0.06	-0.29	-0.31	-1.21
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↓	+1.80	+0.62	+0.69	+1.96	+3.74
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↑	+0.69	+0.29	+3.39	+1.27	+3.23
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↓	-1.20	-1.19	-7.08	-2.20	-4.72
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↑	+0.08	-0.04	-0.91	+0.68	-3.84
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↓	+0.56	+0.17	+1.84	-0.56	+8.52
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↑	+0.25	+0.14	-0.05	+0.37	-0.65
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↓	-0.81	-0.53	+0.02	-1.33	+2.74

表5 多物种管理下群落生态指标平均值(%)的变化情况

Table 5 Changes in the mean values (%) of community ecological indicators under multispecies management

物种	总生物量	质量谱斜率	平均最大质量	平均质量	大型鱼类指数
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↓	+3.73	+20.74	+16.87	+3.86	+8.58
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↓					
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↓	+2.11	+19.67	+14.28	+2.00	+5.70
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↓					
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↓	-0.82	+17.80	+12.64	-2.06	-2.16
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↓					
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↓	+1.08	+19.17	+16.82	-0.29	+11.11
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↓					
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↓	-0.31	+18.68	+14.71	-1.08	+5.35
灰海鳗 <i>Muraenesox cinereus</i> ↓					
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↓	+4.95	+1.90	+5.77	+5.48	+9.23
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↓					
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↓	+1.14	+0.43	-2.11	+0.26	+1.11
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↓					
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↓	+3.97	+1.90	+6.63	+3.19	+14.49
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↓					
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↓	+2.53	+1.29	+4.79	+2.40	+8.27
大头狗母鱼 <i>Trachiocephalus myops</i> ↓					
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↓	+0.12	-0.56	-6.12	-0.80	-2.04
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↓					
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↓	+1.49	+0.62	+1.79	+0.71	+8.43
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↓					
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↓	+0.83	+0.13	+0.61	+0.48	+5.43
南海带鱼 <i>Trichiurus nanhaiensis</i> ↓					
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↓	-0.85	-1.11	-5.23	-2.94	+3.43
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↓					
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↓	-1.69	-1.41	-6.97	-2.90	-3.88
曼氏无针乌贼 <i>Sepiella maindroni</i> ↓					
短尾大眼鲷 <i>Priacanthus macracanthus</i> ↓	-0.25	-0.36	+1.85	-1.84	+10.78
银姑鱼 <i>Pennahia argentata</i> ↓					

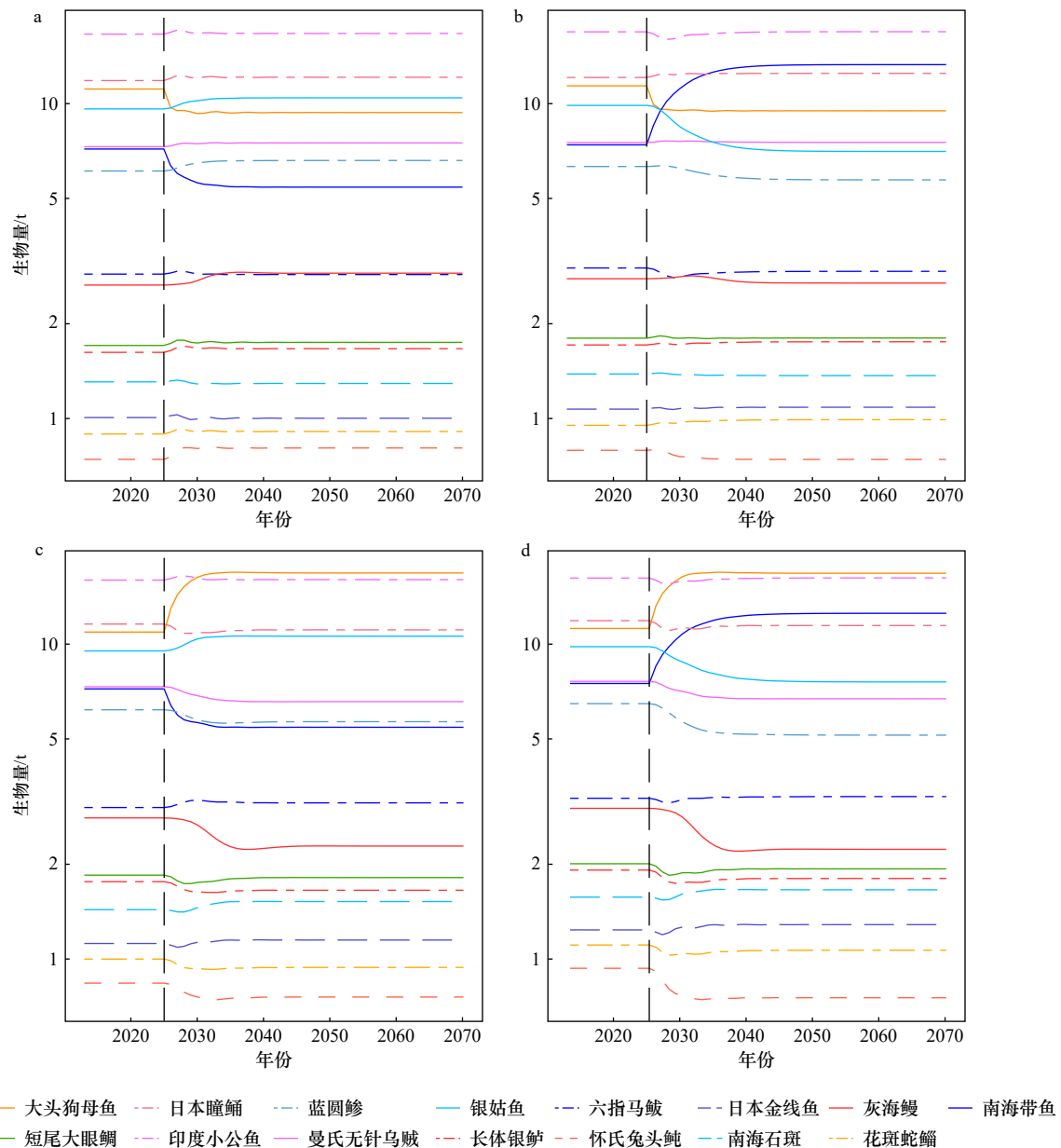


图 4 多物种管理下群落中物种生物量变化情况

Fig. 4 Changes in species biomass in communities under multi-species management

图 a 为模拟大头狗母鱼和南海带鱼的捕捞死亡系数在 2025 年同时增大 75% 后群落中物种生物量的变化情况; 图 b 为模拟大头狗母鱼的捕捞死亡系数在 2025 年增大 75% 且南海带鱼的捕捞死亡系数在 2025 年减小 75% 后群落中物种生物量的变化情况; 图 c 为模拟大头狗母鱼的捕捞死亡系数在 2025 年减小 75% 且南海带鱼的捕捞死亡系数在 2025 年增大 75% 后群落中物种生物量的变化情况; 图 d 为模拟大头狗母鱼和南海带鱼的捕捞死亡系数在 2025 年同时减小 75% 后群落中物种生物量的变化情况, 黑色虚线对应年份为 2025 年

Figure a shows the change in species biomass in the community after a simulated 75% increase in fishing death coefficient for both *Trachiocephalus myops* and *Trichiurus nanhaiensis* in 2025; figure b shows the change in species biomass in the community after a simulated 75% increase in fishing death coefficient for *Trachiocephalus myops* in 2025 and a 75% decrease in fishing death coefficient for *Trichiurus nanhaiensis* in 2025; figure c shows the change in species biomass in the community after a simulated 75% decrease in fishing death coefficient for *Trachiocephalus myops* in 2025 and a 75% increase in fishing death coefficient for *Trichiurus nanhaiensis* in 2025; figure d shows the change in species biomass in the community after a simulated 75% decrease in fishing death coefficient for both *Trachiocephalus myops* and *Trichiurus nanhaiensis* in 2025, the black dashed line corresponds to the year 2025

显著影响, 此时鱼类群落总生物量增加 4.95%, 其原因可能是南海带鱼和大头狗母鱼作为近底层和趋礁性鱼类的优势种, 主导了蜈支洲岛海洋牧场鱼类群落

结构的变化^[20], 共同促进了鱼类群落生物多样性的维持和平衡, 而在海洋生态系统中鱼类群落的高生物多样性能够提供更丰富的食物资源和复杂的环境结

构^[46-47], 从而支持更高的群落生物量。在有灰海鳗的5个多物种管理组合中, 质量谱斜率均增大了19%左右, 在每种管理组合中, 质量谱斜率的变化均由两个特定种中质量较大的灰海鳗的捕捞死亡系数变化所驱动。Benoit等^[48]通过敏感性分析, 研究了SSM的影响参数问题, 发现鱼类群落中的顶级捕食者对质量谱斜率的影响最大。因此, 在使用质量谱斜率作为衡量鱼类群落结构和生态系统健康状态的重要指标时应当谨慎, 因为由顶级捕食者驱动的群落质量谱斜率的变化可能无法反映出群落中其他物种的大小分布情况^[24]。同样当大型物种灰海鳗的捕捞死亡系数减小时, 群落中平均最大质量均增加14%左右, 研究认为蜈支洲岛海洋牧场中大型物种通常位于食物链顶端, 对鱼类群落的生态系统起着关键作用^[49]。在人工介导下的海洋牧场中, 大型物种捕捞死亡系数降低, 其生物量不断增加从而提高鱼类群落的平均最大质量。银姑鱼的多物种管理组合导致大型鱼类指数显著增加, 这主要是由于银姑鱼作为蜈支洲岛海洋牧场近底层的优势种, 不仅为大型鱼类提供了丰富的食物资源, 还通过调节生态系统中低营养级生物的数量, 促进了大型鱼类种群的增长。综上所述, 鱼类群落的动态主要是受顶级捕食者的捕捞死亡系数变化所影响, 尤其是在生物量、群落结构和功能等方面, 因此顶级捕食者在保护和维持鱼类群落稳定方面发挥着至关重要的作用, 通过其对下级食物链的自然调控, 有助于维护海洋牧场的生物多样性和生态平衡。

4.3 不足与展望

本研究尚存在一些不足, 主要包括: 第一, 模拟中尚未考虑生态系统分布的空间边界, 蜈支洲岛海洋牧场不是一个封闭的生态系统, 因此洄游种的种群动态

可能会影响鱼类群落结构^[19]; 第二, 研究中使用到的5种生态指标尚无法全面表征鱼类群落所受影响, 因此下一步可以考虑增加生态指标数量, 以提升生态指标在监测鱼类群落方面的代表性; 第三, 真实的海洋生态系统不仅会受到下行控制效应还会受到季节性的气候调节^[50-51], 而本研究在建模的过程中并未考虑季节性气候变化对海水分层影响进而影响鱼类群落的空间重叠。

在今后的研究中, 还需要考虑参数不准确性给模型预测所带来的影响, Zhang等^[52]认为物种新陈代谢参数和生活史参数, 包括成熟质量 W_{mat} 、捕食者与被捕食者的偏好质量比 β 、生长速率 K_b 和最大补充量 R_{max} 等是SSM不确定性的主要来源。因此需要管理者加大对模型所需数据的采集密度与时间跨度, 力求更加真实和客观地反映该生态系统特征的变化, 从而提高对海洋牧场渔业研究的准确性。此外, 在各季节蜈支洲岛海洋牧场中17个优势种[包括模型中的鹿斑仰口鲷(*Secutor ruconius*)、宽条鹦天竺鲷(*Ostorhinchus fasciatus*)、日本绯鲤(*Upeneus japonicus*)、大头狗母鱼、蓝圆鲈、南海带鱼、银姑鱼、花斑蛇鲻、印度小公鱼、日本瞳鲷、史氏鳄齿鱼和少鳞鲳]对毗邻海域生境不同水层空间的利用存在不同程度的差异^[20]。因此, 还可以从季节性气候角度分析鱼类空间重叠变化对鱼类群落的影响, 进而根据蜈支洲岛海洋牧场季节性气候特征有效实施EBFM, 这对管理者基于季节性气候特征和物种间相互作用对海洋牧场鱼类群落进行管理、保护以及可持续利用具有重要意义。

致谢: 对中国海洋大学沃佳博士在数据处理方面给予的帮助, 谨致谢忱。

参考文献:

- [1] 张国胜, 陈勇, 张沛东, 等. 中国海域建设海洋牧场的意义及可行性[J]. 大连水产学院学报, 2003, 18(2): 141-144.
Zhang Guosheng, Chen Yong, Zhang Peidong, et al. Significance and feasibility of establishing marine ranching in Chinese sea area[J]. Journal of Dalian Fisheries University, 2003, 18(2): 141-144.
- [2] 杨金龙, 吴晓郁, 石国峰, 等. 海洋牧场技术的研究现状和发展趋势[J]. 中国渔业经济, 2004(5): 48-50.
Yang Jinlong, Wu Xiaoyu, Shi Guofeng, et al. Overview of marine ranching technology[J]. Chinese Fisheries Economics, 2004(5): 48-50.
- [3] 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 Hongsheng. Construction of marine ranching in China: reviews and prospects[J]. Journal of Fisheries of China, 2016, 40(7): 1133-1140.
- [4] 阙华勇, 陈勇, 张秀梅, 等. 现代海洋牧场建设的现状与发展对策[J]. 中国工程科学, 2016, 18(3): 79-84.
Que Huayong, Chen Yong, Zhang Xiumei, et al. Modern marine ranching: status and development strategy[J]. Strategic Study of CAE, 2016, 18(3): 79-84.
- [5] 杨红生, 章守宇, 张秀梅, 等. 中国现代化海洋牧场建设的战略思考[J]. 水产学报, 2019, 43(4): 1255-1262.
Yang Hongsheng, Zhang Shouyu, Zhang Xiumei, et al. Strategic thinking on the construction of modern marine ranching in China[J].

- Journal of Fisheries of China, 2019, 43(4): 1255–1262.
- [6] 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 Hujin, Zhu Xiaoming, Ji Yaning, 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.
- [7] 彭璇, 马胜伟, 陈海刚, 等. 粤柘林东湾-南澳岛海洋牧场海水营养状况及其等级评价 [J]. 广东农业科学, 2014, 41(19): 135–141.
Peng Xuan, Ma Shengwei, Chen Haigang, et al. Nutrient status and grade evaluation of seawater in Zhelin Bay-Nanao Island marine ranching[J]. Guangdong Agricultural Sciences, 2014, 41(19): 135–141.
- [8] 高春梅, 朱珠, 王功芹, 等. 海州湾海洋牧场海域表层沉积物磷的形态与环境意义 [J]. 中国环境科学, 2015, 35(11): 3437–3444.
Gao Chunmei, Zhu Zhu, Wang Gongqin, et al. The distribution of phosphorus forms and its environmental significance in the marine ranching demonstration area of Haizhou Bay sediment[J]. China Environmental Science, 2015, 35(11): 3437–3444.
- [9] 陈勇, 杨军, 田涛, 等. 獐子岛海洋牧场人工鱼礁区鱼类资源养护效果的初步研究 [J]. 大连海洋大学学报, 2014, 29(2): 183–187.
Chen Yong, Yang Jun, Tian Tao, et al. The enhancement effect of fishery resources on artificial reefs in marine ranching area in Zhangzi Island[J]. Journal of Dalian Ocean University, 2014, 29(2): 183–187.
- [10] 李纯厚, 贾晓平, 齐占会, 等. 大亚湾海洋牧场低碳渔业生产效果评价 [J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(11): 2346–2352.
Li Chunhou, Jia Xiaoping, Qi Zhanhui, et al. Effect evaluation of a low-carbon fisheries production by marine ranching in Daya Bay[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(11): 2346–2352.
- [11] Zhang Chongliang, Chen Yong, Ren Yiping. The efficacy of fisheries closure in rebuilding depleted stocks: lessons from size-spectrum modeling[J]. *Ecological Modelling*, 2016, 332: 59–66.
- [12] Blanchard J L, Heneghan R F, Everett J D, et al. From bacteria to whales: using functional size spectra to model marine ecosystems[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2017, 32(3): 174–186.
- [13] Hartvig M, Andersen K H, Beyer J E. Food web framework for size-structured populations[J]. *Journal of Theoretical Biology*, 2011, 272(1): 113–122.
- [14] Zhang Chongliang, Chen Yong, Ren Yiping. An evaluation of implementing long-term MSY in ecosystem-based fisheries management: incorporating trophic interaction, bycatch and uncertainty[J]. *Fisheries Research*, 2016, 174: 179–189.
- [15] Andersen K H, Jacobsen N S, Farnsworth K D. The theoretical foundations for size spectrum models of fish communities[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2016, 73(4): 575–588.
- [16] Blanchard J L, Andersen K H, Scott F, et al. Evaluating targets and trade-offs among fisheries and conservation objectives using a multispecies size spectrum model[J]. *Journal of Applied Ecology*, 2014, 51(3): 612–622.
- [17] Reum J C P, Blanchard J L, Holsman K K, et al. Ensemble projections of future climate change impacts on the eastern Bering Sea food web using a multispecies size spectrum model[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 124.
- [18] Wo Jia, Zhang Chongliang, Ji Yupeng, et al. A multispecies TAC approach to achieving long-term sustainability in multispecies mixed fisheries[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2022, 79(1): 218–229.
- [19] Zhang Chongliang, Chen Yong, Thompson K, et al. Implementing a multispecies size-spectrum model in a data-poor ecosystem[J]. *Acta Oceanologica Sinica*, 2016, 35(4): 63–73.
- [20] 罗惠桂, 汪佳仪, 谢珍玉, 等. 三亚蜈支洲岛毗邻海域鱼类物种多样性及群落结构特征 [J]. 海洋科学, 2023, 47(7): 74–86.
Luo Huigui, Wang Jiayi, Xie Zhenyu, et al. Fish biodiversity and community structure characteristics of Wuzhizhou Island, Sanya[J]. Marine Sciences, 2023, 47(7): 74–86.
- [21] Andersen K H, Beyer J E. Asymptotic size determines species abundance in the marine size spectrum[J]. *The American Naturalist*, 2006, 168(1): 54–61.
- [22] Scott F, Blanchard J L, Andersen K H. *mizer*: an R package for multispecies, trait-based and community size spectrum ecological modeling[J]. *Methods in Ecology and Evolution*, 2014, 5(10): 1121–1125.
- [23] Kokkalis A, Thygesen U H, Nielsen A, et al. Limits to the reliability of size-based fishing status estimation for data-poor stocks[J]. *Fisheries Research*, 2015, 171: 4–11.
- [24] Benoit D M, Chu C, Giacomini H C, et al. Size spectrum model reveals importance of considering species interactions in a freshwater fisheries management context[J]. *Ecosphere*, 2022, 13(7): e4163.
- [25] Andersen K H, Pedersen M. Damped trophic cascades driven by fishing in model marine ecosystems[J]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2010, 277(1682): 795–802.
- [26] Wo Jia, Zhang Chongliang, Pan Xindong, et al. Modeling the dynamics of multispecies fisheries: a case study in the coastal water of North Yellow Sea, China[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 524463.
- [27] Kempf A, Dingsør G E, Huse G, et al. The importance of predator-prey overlap: predicting North Sea cod recovery with a multispecies assessment model[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2010, 67(9): 1989–1997.
- [28] Fulton E A, Smith A D M, Punt A E. Which ecological indicators can robustly detect effects of fishing?[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2005, 62(3): 540–551.
- [29] Houle J E, Farnsworth K D, Rossberg A G, et al. Assessing the sensitivity and specificity of fish community indicators to management

- action[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2012, 69(6): 1065–1079.
- [30] Rice J C. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2000, 57(3): 682–688.
- [31] Greenstreet S P R, Rogers S I, Rice J C, et al. Development of the EcoQO for the North Sea fish community[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2011, 68(1): 1–11.
- [32] Rochet M J, Rice J C. Do explicit criteria help in selecting indicators for ecosystem-based fisheries management?[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2005, 62(3): 528–539.
- [33] Shin Y J, Cury P. Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2004, 61(3): 414–431.
- [34] Petchey O L, Belgrano A. Body-size distributions and size-spectra: universal indicators of ecological status?[J]. *Biology Letters*, 2010, 6(4): 434–437.
- [35] Sissenwine M P. Why do fish populations vary?[M]//May R M. *Exploitation of Marine Communities: Report of the Dahlem Workshop on Exploitation of Marine Communities Berlin 1984, April 1–6*. Berlin Heidelberg: Springer, 1984: 59–94.
- [36] Hessen D O, Kaartvedt S. Top-down cascades in lakes and oceans: different perspectives but same story?[J]. *Journal of Plankton Research*, 2014, 36(4): 914–924.
- [37] Worm B, Myers R A. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs[J]. *Ecology*, 2003, 84(1): 162–173.
- [38] Casini M, Lövgren J, Hjelm J, et al. Multi-level trophic cascades in a heavily exploited open marine ecosystem[J]. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2008, 275(1644): 1793–1801.
- [39] Daskalov G M. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2002, 225: 53–63.
- [40] 徐旭才, 张其永. 闽南-台湾浅滩大头狗母鱼种群年龄结构和生长特性研究 [J]. 厦门大学学报 (自然科学版), 1986, 25(6): 712–720.
Xu Xucai, Zhang Qiyong. Age and growth of *Trachinocephalus myops* in the South-Fujian and Taiwan Bank[J]. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 1986, 25(6): 712–720.
- [41] 张壮丽. 闽南-台湾浅滩渔场大头狗母鱼的渔业生物学 [J]. 台湾海峡, 1997, 16(2): 212–216.
Zhang Zhuangli. Fishery biology of *Trachinocephalus myops* in Minnan-Taiwan shoal Fishery Ground[J]. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 1997, 16(2): 212–216.
- [42] Heithaus M R, Frid A, Wirsing A J, et al. Predicting ecological consequences of marine top predator declines[J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2008, 23(4): 202–210.
- [43] Pauly D, Christensen V, Guénette S, et al. Towards sustainability in world fisheries[J]. *Nature*, 2002, 418(6898): 689–695.
- [44] Shin Y J, Rochet M J, Jennings S, et al. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2005, 62(3): 384–396.
- [45] 肖祎, 蒋日进, 印瑞, 等. 舟山群岛海域 5 种鳗的营养生态位及种间关系 [J]. 水产学报, 2023, 47(7): 65–74.
Xiao Yi, Jiang Rijin, Yin Rui, et al. Trophic niche and interspecific relationship of five eels in the waters of the Zhoushan Islands[J]. *Journal of Fisheries of China*, 2023, 47(7): 65–74.
- [46] Cardinale B J, Duffy J E, Gonzalez A, et al. Correction: corrigendum: biodiversity loss and its impact on humanity[J]. *Nature*, 2012, 489(7415): 326.
- [47] Mora C, Wei C L, Rollo A, et al. Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century[J]. *PLoS Biology*, 2013, 11(10): e1001682.
- [48] Benoit D M, Giacomini H C, Chu C, et al. Identifying influential parameters of a multi-species fish size spectrum model for a northern temperate lake through sensitivity analyses[J]. *Ecological Modelling*, 2021, 460: 109740.
- [49] McCauley D J, Pinsky M L, Palumbi S R, et al. Marine defaunation: animal loss in the global ocean[J]. *Science*, 2015, 347(6219): 1255641.
- [50] Beaugrand G, Reid P C. Long-term changes in phytoplankton, zooplankton and salmon related to climate[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9(6): 801–817.
- [51] Ware D M, Thomson R E. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific[J]. *Science*, 2005, 308(5726): 1280–1284.
- [52] Zhang Chongliang, Chen Yong, Ren Yiping. Assessing uncertainty of a multispecies size-spectrum model resulting from process and observation errors[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2015, 72(8): 2223–2233.

Assessing the impacts of fishing on fish community in marine ranch of the Wuzhizhou Island based on size-spectrum model

Qiao Jiale¹, Li Xiaodong², Li Jianlong^{3,4}, Xia Kaiming¹, Liu Qi¹, Wang Yingbin¹

(1. School of Fishery, Zhejiang Ocean University, Zhoushan 316022, China; 2. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. Department of Marine Sciences, Hainan University, Haikou 570228, China; 4. State Key Laboratory of Marine Resource Utilization in South China Sea, Hainan University, Haikou 570228, China)

Abstract: The concept of ecosystem-based fisheries management has been widely recognized, but its application in the construction of marine ranch is still very rare. In this study, based on the data from a bottom trawl survey of fishery resources conducted in the waters of Wuzhizhou Island from 2020 to 2021, a marine ranch fish community size-spectrum model (SSM) was built, which reflects the complex structure of food webs and interspecies interactions in marine ranch, to assess the impacts of fishing on the fish community in marine ranch. The study analyzed the effects of changes in species-specific fishing death coefficient on fish community by simulating two management strategies (single-species management and multispecies management) and monitored the state of fish community characteristics using five community ecological indicators: the total biomass of the community, the slope of size spectrum, the mean maximum weight, the mean weight, and the large fish index. The results of the single-species management strategy showed that the marine ranch ecosystem of Wuzhizhou Island showed top-down control, and there was a strong regulatory effect of carnivorous fish on plankton-feeding fish. Complex interactions such as competitive predation among different species produce trophic cascade effects after changes in fishing death coefficient. The results of the multispecies management strategy showed that fishing death coefficient of *Muraenesox cinereus* had the greatest effect on the slope of size spectrum, and that fishing death coefficient of *Trachiocephalus myops* and *Muraenesox cinereus* had the greatest effect on fish community biomass and community structure and function. The results of this study have important implications for the conservation and stabilization of fish community, and can help managers to better understand the potential impacts of changes in fishing death coefficient rates on fish communities, so that viable and effective conservation and management strategies can be developed based on the importance of the species to the fishery.

Key words: size-spectrum model; marine ranch; management strategies; ecological indicators; trophic cascading effects