

DOI: 10.5846/stxb201211121588

官文江,高峰,李纲,陈新军.复合种群管理的风险评估——以日本鲈为例.生态学报,2014,34(13):3682-3692.

Guan W J, Gao F, Li G, Chen X J. Risk evaluation for meta-population management: a case study using chub mackerel. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34 (13): 3682-3692.

复合种群管理的风险评估 ——以日本鲈为例

官文江^{1,2}, 高峰^{1,2}, 李 纲^{1,2}, 陈新军^{1,2,*}

(1. 上海海洋大学, 海洋科学学院, 上海 201306;

2. 大洋渔业资源可持续开发省部共建教育部重点实验室, 上海海洋大学, 上海 201306)

摘要:单一种群是目前渔业资源评估的基本假设,但渔业资源常由多个地方种群或产卵种群组成,并且种群间存在交流,构成复合种群。根据复合种群概念,以东、黄海日本鲈为例,对其 12 种种群动态情况进行了模拟。利用模拟所得的数据及剩余产量模型,分别分析了在复合种群、两独立种群及单一种群假设下所设置的 10 种评估管理方案,结果表明:(1)基于复合种群假设的评估管理方案与模拟的种群动态一致,在单位捕捞努力量渔获量(CPUE)观测误差较小情况下,该方案为最佳方案,可获得最大可持续产量,但随 CPUE 观测误差增大,该方案种群灭绝率增大,管理效果随之退化。(2)基于两独立种群假设的评估管理方案均使资源过度开发,不利于资源可持续利用。(3)在单一种群假设下,选择不同 CPUE 作为资源指数和采用不同捕捞量分配方法的评估管理方案存在过度捕捞和开发不足两种状况,其管理效果受种群本身参数及空间交换率等因素的影响而不同;若采用的 CPUE 反映部分种群动态信息,则其评估管理方案至少在一种模拟情况下出现种群 100% 灭绝;若 CPUE 能反映整个种群资源量的动态变化,且捕捞量能按种群的空间结构进行分配,则管理效果与(1)类似,但不能获得最大可持续产量,若忽略种群的空间结构影响而均匀分配捕捞量,则至少在一种模拟情况下出现种群 100% 灭绝。据此,对于复合种群的管理,建议:(A)如果种群数据收集及数据精度能得到保证,该资源的评估与管理应基于复合种群假设;(B)如果目前收集种群数据存在较大困难,且 CPUE 数据存在较大误差,则可采用单一种群假设,但必须设定更保守的捕捞量和采用基于种群空间结构的总许可渔获量(TAC)管理方案;(C)在制定渔业管理政策时,应结合种群生态、数据、模型假设及参数估计方法等方面的不确定性对管理控制规则进行系统的管理策略评价以避免风险。

关键词:日本鲈;复合种群;资源评估;渔业管理;风险分析

Risk evaluation for meta-population management: a case study using chub mackerel

GUAN Wenjiang^{1,2}, GAO Feng^{1,2}, LI Gang^{1,2}, CHEN Xinjun^{1,2,*}

1 College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

2 The Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai 201306, China

Abstract: A unit stock is a basic assumption in fishery stock assessment. However, the stock always consists of local subpopulations or spawning subpopulations, among which there is some degree of exchange of individuals. Thus, the stock is commonly referred to as meta-population. We simulated two subpopulations of chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and Yellow Sea based on the meta-population concept by setting up 12 scenarios. Using the data derived from the simulations and the surplus production model, we evaluated the effect of stock management based on 10 schemes, which involved different assumptions regarding the spatial structure of the stock and management strategies. The spatial

基金项目:国家发改委产业化专项(2159999);上海市科技创新行动计划(12231203900);上海市教委科研创新项目(14ZZ147)

收稿日期:2012-11-12; **网络出版日期:**2014-02-25

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: xjchen@shou.edu.cn

structure of the stock was represented as 1) a meta-population, 2) two independent subpopulations or, 3) a unit stock. For management strategies, we focused on two methods of allocating the catch among the subpopulations: 1) assigning the catch in proportion to the biomass of each subpopulation or 2) assuming that the catch was uniform among the subpopulations by ignoring the spatial structure of the stock. Our results showed that (1) the maximum sustainable yield and the biomass at maximum sustainable yield could be achieved when there was little uncertainty in the CPUE and when the scheme was based on a meta-population assumption. However, the extinction probability of the stock increased with degradation of quality of the CPUE. (2) If we assumed there were two independent subpopulations by ignoring the exchange among the subpopulations, the stock was overfished and was not sustainable. (3) If the assessment and management was based on a unit stock assumption, the stock was either overfished or underexploited, depending on which CPUE was used as the abundance index of the stock, the methods of allocating catch along the subpopulations, and biological parameters such as the carrying capacity, intrinsic growth rate, and migration matrix. If the CPUE time series partially represented the trend of the biomass of the stock, for example by only representing the biomass of one of the subpopulations, there was a 100% probability of extinction under a certain situations. If the CPUE correctly reflected the dynamics of the biomass of the whole stock and the catch was assigned according to the biomass of each subpopulation, the effect of stock management was similar to (1), but it was suboptimal because the maximum sustainable yield could not be achieved. However, if the catch was allocated by ignoring the spatial structure of the stock, there was also a 100% probability of extinction under some situations. Therefore, to perform stock assessment and management for meta-populations, we recommend: (A) if enough information regarding subpopulations for stock assessment can be collected and there is little uncertainty in the observed data, the assessment and management of the stock should be based on a meta-population assumption. Otherwise, (B) a unit stock can be assumed but a more conservative management strategy should be adopted and a TAC (Total Allowed Catch) based on the spatial structure of the stock, i.e., the catch is allocated according to the abundance of the subpopulations, is needed to keep the fishery sustainable. (C) Before making a decision, the assessors or managers should conduct a management strategy evaluation to minimize management risk by evaluating the rules of management and taking into account the uncertainty in our understanding of the ecology of the species, collecting data, and assuming or estimating the parameters of the stock assessment model.

Key Words: chub mackerel; meta-population; stock assessment; fishery management; risk analysis

在渔业资源评估与管理中,渔业资源常被简化为空间分布均匀的单一种群^[1-3]。但渔业资源常由多个地方种群或产卵种群组成,种群间既相对独立,又存在个体或繁殖体交流,构成复合种群^[4]。研究表明^[5],有越来越多的海洋鱼类种群应为复合种群,如大西洋鲱鱼^[6]。我国东、黄海日本鲈(*Scomber japonicus*)也具有复合种群的特点:东、黄海日本鲈由东海西部群与五岛西部群组成^[7];从标志放流^[8-9]、形态学比较^[10]、仔幼鱼扩散模拟^[11]等结果看,两种群存在混合与生殖交流可能^[12]。

鱼类种群的空间结构对资源评估与管理的影响已引起了学者的注意^[3, 13-14]。Kerr 等^[3]认为考虑种群的空间结构有助于提高资源评估与管理的能力。忽略鱼类种群的空间结构,常导致渔业资源的过度

开发^[15]。但目前,东、黄海日本鲈的资源评估与管理并未考虑其复合种群的特点^[16-18]。为此,本文基于复合种群概念,模拟了东、黄海日本鲈的动态变化,以用于分析在复合种群条件下,日本鲈资源评估及管理方案的风险,为具有复合种群特点的渔业资源的开发与保护提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 种群动态模拟

为简化,假设东、黄海日本鲈的东海西部群(由 SI 表示)与五岛西部群(由 SII 表示)具有明确的空间分布界限,分布面积相等,且按一定比例进行种群交换。为此,其种群动态表示:

$$B_{i,y+1} = B_{i,y} + r_i B_{i,y} \left(1 - \frac{B_{i,y}}{K_i}\right) - \sum_{j \neq i}^R \theta_{i \rightarrow j} B_{i,y} + \sum_{j \neq i}^R \theta_{j \rightarrow i} B_{j,y} - C_{i,y} \quad (1)$$

式中, B 为资源量, r 为内禀增长率, K 为环境承载容量, C 为捕捞产量, 下标 y 为年份, i, j 为种群 SI 或 SII。 $\theta_{i \rightarrow j}$ 为交换矩阵元素, 表示种群 i 迁入到种群 j 的比例, R 为种群集合。

观测的单位捕捞努力量渔获量 (CPUE, Catch

Per Unit Effort) 数据由式 (2) 计算:

$$CPUE_{i,y} = q_i B_{i,y} e^{\varepsilon} \quad \varepsilon \sim N(0, \sigma^2) \quad (2)$$

式中, q 为捕捞系数, ε 为观测误差, 假设其服从正态分布, σ 可由 CPUE 变异系数 (coefficient of variability, CV) 计算:

$$\sigma^2 = \log(CV^2 + 1.0) \quad (3)$$

根据交换矩阵、CPUE 的变异系数、环境承载容量、内禀增长率的不同, 共模拟了 12 种情况 (表 1), 其中交换矩阵 Θ 的设置见表 2。

表 1 12 模拟情况的参数

Table 1 Parameters for 12 simulation scenarios

模拟情况 Scenarios	交换矩阵 Exchange matrix	变异系数 CV	环境承载容量 $K/10^4 t$		内禀增长率 r		最大可持续 产量 MSY $/10^4 t$	最大可持续 产量生物量 $B_{MSY}/10^4 t$
			SI	SII	SI	SII		
1	Θ	0.05	155	155	0.88	0.88	68.2	155
2	Θ	0.25	155	155	0.88	0.88	68.2	155
3	$\Theta \times 2.5$	0.05	155	155	0.88	0.88	68.2	155
4	$\Theta \times 2.5$	0.25	155	155	0.88	0.88	68.2	155
5	Θ	0.05	155	120	0.88	0.88	60.5	137.5
6	Θ	0.25	155	120	0.88	0.88	60.5	137.5
7	$\Theta \times 2.5$	0.05	155	120	0.88	0.88	60.5	137.5
8	$\Theta \times 2.5$	0.25	155	120	0.88	0.88	60.5	137.5
9	Θ	0.05	155	155	0.88	0.80	65.1	155
10	Θ	0.25	155	155	0.88	0.80	65.1	155
11	$\Theta \times 2.5$	0.05	155	155	0.88	0.80	65.1	155
12	$\Theta \times 2.5$	0.25	155	155	0.88	0.80	65.1	155

CV: Coefficient of Variability; K : Carrying capacity; r : Intrinsic growth rate; SI: West East China Sea Population; SII: West Gotō Islands Population; MSY: Maximum Sustainable Yield; B_{MSY} : Biomass at Maximum Sustainable Yield; Θ 交换矩阵 exchange matrix

模拟中, 中国东、黄海沿海 8 省市 (天津、河北、辽宁、江苏、山东、上海、浙江、福建) 鲈鱼产量数据来自 1997—2010 年中国渔业统计年鉴, 并设为种群 SI 的捕捞产量, 日本、韩国的日本鲈产量数据^[18] 设为种群 SII 的捕捞产量。此外, 1997 年种群 SI 的生物

量 ($B_{SI,1997}$) 与 1997 年种群 SII 的生物量 ($B_{SII,1997}$) 分别设为 $80 \times 10^4 t$ 与 $73 \times 10^4 t$ ^[18], q_I 与 q_{II} 分别为 0.00675 与 0.0129。每种情况的一次模拟, 共获得两亚种群 14a (1997—2010 年) 的 CPUE 数据, 每种情况重复模拟 2000 次, 获得 2000 组数据用于分析。

表 2 交换矩阵 Θ 的设置

Table 2 Definition of exchange matrix Θ

移出 From	移入 To	
	种群 SI Subpopulation SI	种群 SII Subpopulation SII
种群 SI Subpopulation SI	—	0.08
种群 SII Sub-population SII	0.18	—

1.2 渔业资源评估模型假设及管理策略

1.2.1 渔业资源评估模型假设

渔业资源评估模型采用动态产量模型 (Dynamic Production Model)^[19], 参数估计基于以下 6 种假设:

(1) 假设为复合种群, 估计每一种群的 K, q, r, B_{1997} 参数及种群间交换矩阵参数, 该假设与模拟的种群动态一致。

(2) 假设两个独立种群, 分别估计两个种群的

K, q, r, B_{1997} 参数。

(3) 假设一个种群, 合并捕捞产量, 资源指数采用种群 SI 的 CPUE, 估计一个种群的 K, q, r, B_{1997} 参数。

(4) 假设一个种群, 合并捕捞产量, 资源指数采用种群 SII 的 CPUE, 估计一个种群的 K, q, r, B_{1997} 参数。

(5) 假设一个种群, 合并捕捞产量, 资源指数采用两亚种群的 CPUE (采用相对 CPUE, 以去除捕捞系数的影响) 按产量进行加权的平均值, 估计一个种群的 K, q, r, B_{1997} 参数。

F: 假设一个种群, 合并捕捞产量, 资源指数采用合并的 CPUE 即式(4) 计算值, 估计一个种群的 K, q, r, B_{1997} 参数。

$$CPUE_y = CPUE_{SI,y} + \frac{q_{SI}}{q_{SII}} CPUE_{SII,y} \quad (4)$$

1.2.2 管理目标与策略

(1) 管理目标

管理目标为获得最大可持续产量 (MSY)。为此, 根据估计的种群参数 (K_i) 定义管理目标生物量 ($B_{i,tar}$) 和限制性生物量 ($B_{i,lim}$)^[20]:

$$B_{i,tar} = 0.5K_i \quad (5)$$

$$B_{i,lim} = 0.25K_i \quad (6)$$

若模型假设为单种群, 则上式中 i 仅表示该种群。

(2) 管理策略

根据管理目标定义的生物参考点 ($B_{i,tar}, B_{i,lim}$) 及当前生物量 ($B_{i,cur}$), 计算当前捕捞量, 以实施配额管理^[21]。

1) 若 $B_{i,cur}$ 大于 $B_{i,tar}$, 则采用式(7) 计算当前捕捞量 $C_{i,y}$ 。

$$C_{i,y} = \frac{r_i K_i}{4} - B_{i,y} \sum_{i \neq j} \theta_{i \rightarrow j} + \sum_{j \neq i} \theta_{j \rightarrow i} B_{j,y} \quad (7)$$

当假设为两个独立种群或一个种群时, $\theta_{i \rightarrow j}$ 或 $\theta_{j \rightarrow i}$ 为 0。

2) 若 $B_{i,cur}$ 小于 $B_{i,tar}$, 但大于 $B_{i,lim}$, 则采用式(7) 与式(8) 计算当前捕捞量, 以保证种群恢复。

$$C_{i,y} = CT_{i,y} \frac{B_{cur} - B_{lim}}{B_{tar} - B_{lim}} \quad (8)$$

式中, $CT_{i,y}$ 由式(7) 计算。

3) 若 $B_{i,cur}$ 小于 $B_{i,lim}$, 则 $C_{i,y}$ 为 0。

此外, 考虑采用更保守的 $F_{0.1}$ 作为捕捞控制目标^[19,21], 以与 MSY 管理目标作对比分析。为此, 将式(5) 改为式(9), 式(7) 改为式(10), 其它量的定义或计算方法不变。

$$B_{i,tar} = 0.45K_i \quad (9)$$

$$C_{i,y} = 0.9 \frac{r_i K_i}{4} - B_{i,y} \sum_{i \neq j} \theta_{i \rightarrow j} + \sum_{j \neq i} \theta_{j \rightarrow i} B_{j,y} \quad (10)$$

1.2.3 捕捞量空间分配方法

在 A、B 假设条件下, I、II、III 3 种管理策略, 能直接计算两种群的捕捞量。但在 C、D、E、F 假设条件下, 只能计算一个捕捞量, 为此, 本文采用两种方法将该捕捞量分配给两种群:

(1) 利用式(2) 计算 CPUE, 则两种群的捕捞量由式(11)、(12) 计算, 该方法假设管理者可以通过 CPUE 了解种群资源的空间分布状况。

$$Catch_{SI,y} = \frac{CPUE_{SI,y}}{CPUE_{SI,y} + \frac{q_{SI}}{q_{SII}} CPUE_{SII,y}} C_y \quad (11)$$

$$Catch_{SII,y} = C_y - Catch_{SI,y} \quad (12)$$

(2) 平均分配捕捞量即 $Catch_{SI,y}, Catch_{SII,y}$ 各为 $0.5C_y$, 该方法假设管理者不知道或忽略种群资源的空间分布状况。

由于有 6 种资源评估模型假设, C、D、E、F 假设分别有 2 种捕捞量分配方法, 因此共有 10 种评估、管理方案, 分别标记为 A、B、C1、C2、D1、D2、E1、E2、F1、F2, 其中, 字母分别表示 6 种假设, 1 与 2 分别对应方法(1)、(2) 两种捕捞量分配方案。

1.3 结果评价指标

根据管理策略计算的捕捞量及种群参数 (表 1, 表 2) 即可推演种群动态过程, 若种群生物量少于捕捞量, 则捕捞量调整为此时生物量。假设管理期为 10a。若 10a 后生物量小于或等于 0, 则该种群灭绝。本文将以下 4 个量作为评价资源评估及管理方案的指标:

(1) 种群灭绝率, 即计算 2000 次模拟当中, 两种群灭绝的比例;

(2) 管理期平均捕捞量;

(3) 管理期最后一年捕捞量, 以考虑种群的恢复状况;

(4) 10 年管理期后, 第 1 年 2 种群总生物量。

MSY 可由式(7) 计算, 维持 MSY 时生物量

(B_{MSY})可由式(5)计算,结果见表1。本文95%置信区间采用统计量的2.5%与97.5%分位数区间表示。

2 结果

模拟情况1—4, K 与 r 均最大(表1)。模拟情况1中,A、B、D1、D2、E1、E2、F1、F2方案均未出现种群灭绝,而对于C1与C2方案,两种群出现100%灭绝(表3);A方案年均捕捞量为 MSY (表4),其10a后生物量为 $171 \times 10^4 t$ (表5,平均值),大于 B_{MSY} (表1);B方案出现过捕捞现象即年均捕捞量($74.3 \times 10^4 t$)大于 MSY ,而10a后生物量($114 \times 10^4 t$)小于 B_{MSY} ;比较年均捕捞量与10a后总生物量,D1、E1、F1方案类似,均表现为开发不足,而D2、E2、F2方案分别与D1、E1、F1方案的捕捞量完全一致,但D2、E2、F2方案的10a后生物量均分别小于D1、E1、F1方案的10a后生物量,其中E2、F2方案的10a后资源量分别为 $143 \times 10^4 t$ 与 $152 \times 10^4 t$,小于 B_{MSY} (表1,表5),即尽

管其年均捕捞量小于 MSY ,但仍出现过捕捞现象(表1,表4,表5)。模拟情况2与模拟情况1种群动态完全一致,仅CPUE数据随观测误差增大而质量变差。模拟情况2与模拟情况1的结果相比,A、B、E2、F2方案均使种群出现较大灭绝率,而在C1与C2方案下,其种群灭绝率有所降低,但在所有方案中仍较大,D1、D2、E1、F1方案下的种群基本不灭绝(表3);从年均捕捞量与10a后生物量看,其2.5%与97.5%分位数区间变大,增加了结果的不确定性,方案差异显著性减弱(表4,表5)。模拟情况3、4分别与对应模拟情况1、2相比,其差异是种群空间交换率有所增大(表1);模拟情况3、4下,A、C1、C2、D1、E1、E2、F1、F2方案的结果分别与模拟情况1、2类似,但对于B方案,种群出现了95%以上的灭绝率(表3—表5);与模拟情况2相比,D2方案在模拟情况4下出现较大种群灭绝率(表3)。

表3 2亚种群的灭绝率概率

Table 3 The extinction probability of the two subpopulations

方案 Schemes		模拟情况 Scenarios											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	SI	0.00	0.34	0.00	0.54	0.00	0.49	0.00	0.44	0.00	0.40	0.00	0.64
	SII	0.00	0.07	0.00	0.26	0.00	0.32	0.00	0.22	0.00	0.09	0.00	0.42
B	SI	0.00	0.53	1.00	0.95	1.00	0.76	1.00	0.96	0.00	0.60	1.00	0.99
	SII	0.00	0.17	1.00	0.96	1.00	0.91	1.00	0.97	0.00	0.31	1.00	0.99
C1	SI	1.00	0.88	1.00	0.99	1.00	0.99	0.99	0.95	1.00	0.98	1.00	0.99
	SII	1.00	0.89	1.00	0.99	1.00	0.99	0.99	0.95	1.00	0.98	1.00	0.99
C2	SI	1.00	0.80	1.00	1.00	1.00	0.95	0.99	0.95	1.00	0.91	1.00	0.99
	SII	1.00	0.98	1.00	1.00	1.00	1.00	0.99	0.97	1.00	1.00	1.00	1.00
D1	SI	0.00	0.00	0.00	0.03	1.00	0.92	0.00	0.11	0.00	0.04	1.00	0.77
	SII	0.00	0.00	0.00	0.04	1.00	0.92	0.00	0.11	0.00	0.05	1.00	0.77
D2	SI	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.38	0.00	0.09	0.00	0.02	1.00	0.80
	SII	0.00	0.00	0.00	0.18	1.00	1.00	1.00	0.81	1.00	0.45	1.00	0.98
E1	SI	0.00	0.07	0.00	0.08	1.00	0.77	1.00	0.71	0.00	0.18	1.00	0.78
	SII	0.00	0.06	0.00	0.09	1.00	0.76	1.00	0.71	0.00	0.18	1.00	0.78
E2	SI	0.00	0.03	0.00	0.12	0.00	0.53	1.00	0.70	0.00	0.10	1.00	0.79
	SII	0.00	0.31	0.00	0.46	1.00	0.92	1.00	0.82	0.99	0.67	1.00	0.90
F1	SI	0.00	0.04	0.00	0.08	0.00	0.49	0.00	0.27	0.00	0.16	0.00	0.54
	SII	0.00	0.04	0.00	0.08	0.00	0.49	0.00	0.27	0.00	0.16	0.00	0.55
F2	SI	0.00	0.02	0.00	0.10	0.00	0.20	0.00	0.25	0.00	0.11	0.00	0.56
	SII	0.00	0.20	0.00	0.26	1.00	0.73	1.00	0.56	0.00	0.48	0.76	0.72

模拟情况5—8较之于模拟情况1—4,其种群SII的 K 有所减少(表1)。在模拟情况5—8下,A、C1与C2方案的种群灭绝率等结果与模拟情况1—4类似;不同点在于:与模拟情况1相比,在模拟情况5

下,B、D1、E1方案的两种群及D2、E2、F2方案的种群SII出现了100%灭绝,随CPUE观测误差的变大即在模拟情况6下,采用B、D1、D2、E1、E2、F2方案的种群灭绝率有所降低,但仍维持在较高水平;与模

拟情况 3 相比,在模拟情况 7 下,E1、E2 方案的两种群、D2、F2 方案的种群 SII 的灭绝率均为 100%,尽管在模拟情况 8 下,灭绝率有所下降,但同样维持在较高水平;D1 与 F1 方案,在 CPUE 观测误差较大时(模拟情况 6、8)均有较大的种群灭绝率(表 3)。

模拟情况 9—12 较之于模拟情况 1—4,其种群 SII 的 r 有所减少(表 1)。A、B、C1 与 C2 方案下的种群灭绝率等结果与模拟情况 1—4 类似,不同点在于:模拟情况 9、D2、E2 方案的种群 SII 出现了 99% 以上的种群灭绝率;模拟情况 11、D1、D2、E1 与 E2

方案,两种群均出现 100% 的种群灭绝率,F2 的种群灭绝率也达 76%,在模拟情况 12 时,上述方案的种群灭绝率仍大于 70%;F1 在 CPUE 观测误差较大时(模拟情况 10、12),种群灭绝率有较大提高(表 3)。

当采用 $F_{0.1}$ 作为捕捞控制目标时,各方案的种群灭绝率有不同程度的下降,其中 D1 与 F1 方案的种群灭绝率有大幅减少,且 D1 方案不存在 100% 种群灭绝率,但除 A、D1、F1 方案之外,其它方案仍存在 100% 种群灭绝率的情况(表 6)。

表 4 10a 管理期平均捕捞量/ 10^4 t

Table 4 Averaged catch during 10 years management period for each Schemes and Scenarios

模拟情况 Scenarios	统计量 Statistic	方案 Schemes									
		A	B	C1	C2	D1	D2	E1	E2	F1	F2
1	平均	68.2	74.3	57.7	56.1	64.4	64.4	67.0	67.0	66.1	66.1
	2.50%	67.5	73.5	55.8	55.0	64.3	64.3	66.7	66.7	65.8	65.8
	97.50%	68.9	75.1	59.3	57.8	64.5	64.5	67.3	67.3	66.4	66.4
2	平均	63.3	65.0	52.4	51.2	65.3	65.3	68.5	67.1	67.6	66.7
	2.50%	31.7	44.0	30.0	29.9	62.2	62.2	62.7	62.7	62.5	62.4
	97.50%	75.9	76.8	77.1	69.3	69.1	69.1	76.7	71.0	76.3	70.9
3	平均	67.0	40.5	32.7	31.2	60.0	60.0	63.8	63.8	61.8	61.8
	2.50%	65.8	39.7	32.1	30.8	59.9	59.9	63.6	63.6	61.4	61.4
	97.50%	68.2	41.2	33.1	31.5	60.1	60.1	64.1	64.1	62.1	62.1
4	平均	53.2	41.3	32.1	31.2	62.6	61.3	64.5	61.5	61.8	60.2
	2.50%	20.5	24.8	22.9	23.7	58.6	55.1	50.5	45.4	38.0	36.3
	97.50%	73.3	70.4	49.6	44.2	71.8	65.2	72.4	65.4	71.9	65.4
5	平均	57.3	48.9	29.6	32.9	40.8	43.3	40.8	43.3	58.5	43.7
	2.50%	56.9	47.5	29.4	32.3	39.8	43.2	39.1	43.2	57.7	43.3
	97.50%	57.7	50.7	30	33.4	42.1	43.4	42.6	43.5	59.3	44.6
6	平均	49.9	45.4	29.5	32.0	41.0	41.3	38.9	38.3	46.3	43.7
	2.50%	32.2	32.1	21.9	22.8	28.5	31.4	21.5	22.4	26.8	29.3
	97.50%	60.3	59.8	42.8	43.7	59.6	45.2	59.8	51.6	59.6	52.2
7	平均	53.6	27.5	18.5	19.1	52.5	46.4	27.0	26.5	51.8	46.0
	2.50%	53.3	27.2	18.2	18.8	52.3	46.2	25.0	24.1	51.4	45.3
	97.50%	53.9	28.0	18.5	19.1	52.6	46.5	28.8	27.9	52.1	47.8
8	平均	46.1	28.2	19.5	19.6	51.8	44.9	31.4	29.8	45.2	41.1
	2.50%	24.6	20.5	14.1	14.8	39.2	34.5	16.8	16.4	23.3	23.4
	97.50%	56.7	46.4	47.3	45.2	55.3	51.2	54.2	49.8	54.7	50.3
9	平均	64.8	71.0	43.9	45.0	64.6	63.6	63.5	62.8	61.3	61.3
	2.50%	64.0	70.5	43.0	44.2	64.3	63.4	63.1	62.4	60.8	60.8
	97.50%	65.5	71.6	45.1	45.6	64.9	63.7	63.8	63.0	61.7	61.7
10	平均	59.9	60.7	41.7	41.9	63.7	62.0	62.3	58.5	60.0	58.0
	2.50%	34.5	37.7	25.2	25.3	59.2	57.8	36.3	37.9	31.1	30.7
	97.50%	70.7	71.5	68.1	57.2	70.2	64.1	70.8	63.0	69.8	63.0
11	平均	60.7	34.1	24.5	24.4	51.8	40.6	40.0	35.5	56.8	51.7
	2.50%	60.2	33.6	24.1	24	50.6	40.4	35.1	32.4	52.9	46.7
	97.50%	61.1	34.5	24.8	24.7	53.4	40.8	45.6	38.6	59.4	55.7
12	平均	48.3	32.2	23.4	23.3	49.2	40.9	36.8	33.8	45.2	41.1
	2.50%	25.6	21.3	17.8	17.8	32.8	31.5	19.1	19.4	22.6	23.1
	97.50%	64.1	46.2	31.6	30.9	61.8	53.8	60.8	55.6	61.2	55.1

2.5%与 97.5%为分位数;2.5% and 97.5% were quantile for each statistic; Mean was the average of the statistic

表 5 10a 后总生物量/ 10^5 t

Table 5 The total biomass for each Schemes and Scenarios after ten years management

模拟情况 Scenarios	统计量 Statistic	方案 Schemes									
		A	B	C1	C2	D1	D2	E1	E2	F1	F2
1	平均	17.1	11.4	0.0	0.0	18.2	16.4	16.9	14.3	17.5	15.2
	2.50%	16.6	10.2	0.0	0.0	18.0	16.3	16.7	13.9	17.2	14.9
	97.50%	17.5	12.3	0.0	0.0	18.3	16.5	17.2	14.6	17.7	15.5
2	平均	11.7	7.3	0.9	0.9	17.4	15.5	13.9	11.5	15.0	12.7
	2.50%	0.9	0.0	0.0	0.0	14.9	11.5	0.0	0.0	0.0	2.2
	97.50%	18.9	17.9	12.9	7.8	18.9	17.6	19.0	17.5	19.1	17.7
3	平均	16.4	0.0	0.0	0.0	18.1	15.2	16.5	10.6	17.7	13.7
	2.50%	15.5	0.0	0.0	0.0	17.9	15.1	16.2	10.1	17.5	13.3
	97.50%	17.1	0.0	0.0	0.0	18.3	15.3	16.7	11.1	17.9	14.1
4	平均	8.4	0.5	0.1	0.0	15.6	11.6	13.1	7.7	14.6	10.4
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	18.8	9.2	0.0	0.0	18.7	16.1	18.1	15.0	18.7	16.2
5	平均	13.7	0.0	0.0	0.0	0.0	2.7	0.0	2.7	10.0	7.5
	2.50%	13.2	0.0	0.0	0.0	0.0	2.2	0.0	1.6	7.4	7.2
	97.50%	14.1	0.0	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	3.5	12.1	7.8
6	平均	7.1	1.4	0.1	0.2	0.7	2.6	2.9	3.3	7.1	7.0
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	16.2	12.2	0.0	3.1	11.6	7.9	16.6	14.7	17.6	16.3
7	平均	13.7	0.0	0.1	0.1	13.5	5.4	0.0	0.0	14.0	5.5
	2.50%	13.4	0.0	0.0	0.0	13.2	5.2	0.0	0.0	13.5	5.0
	97.50%	14.1	0.0	0.0	0.0	13.7	5.6	0.0	0.0	14.5	6.1
8	平均	7.8	0.5	0.7	0.6	10.5	5.1	4.0	2.9	10.4	7.4
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	16.7	11.6	16.8	13.6	15.9	12.9	17.2	15.7	18.0	16.8
9	平均	16.1	6.4	0.0	0.0	13.7	8.3	15.7	8.9	17.3	12.6
	2.50%	15.4	4.8	0.0	0.0	13.3	8.1	15.3	8.7	16.9	11.8
	97.50%	16.6	7.8	0.0	0.0	14.1	8.5	16.1	9.1	17.6	13.5
10	平均	10.3	5.0	0.2	0.3	13.1	9.5	11.1	8.0	12.7	9.5
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	2.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	18.1	16.4	0.1	4.5	17.8	14.6	18.0	15.5	18.4	16.3
11	平均	15.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	15.1	6.4
	2.50%	14.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	10.8	2.7
	97.50%	15.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	18.0	14.2
12	平均	5.9	0.1	0.1	0.1	2.1	0.7	2.8	1.6	6.5	4.5
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	17.8	0.0	0.0	0.0	15.3	6.7	17.5	14.2	18.7	16.6

2.5%与 97.5%为分位数; 2.5% and 97.5% were quantile for each statistic; Mean was the average of the statistic

表 6 在 $F_{0.1}$ 捕捞控制规则下 2 亚种群的灭绝概率Table 6 The extinction probability of the two subpopulations under $F_{0.1}$ fishing control rule

方案 Schemes		模拟情况 Scenarios											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
A	SI	0.00	0.24	0.00	0.41	0.00	0.19	0.00	0.21	0.00	0.21	0.00	0.39
	SII	0.00	0.10	0.00	0.30	0.00	0.09	0.00	0.19	0.00	0.03	0.00	0.28
B	SI	0.00	0.32	1.00	0.83	0.00	0.23	1.00	0.85	0.00	0.30	1.00	0.92

续表

方案 Schemes		模拟情况 Scenarios											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
C1	SII	0.00	0.00	1.00	0.81	0.00	0.21	1.00	0.89	0.00	0.00	1.00	0.95
	SI	0.76	0.67	1.00	0.98	1.00	0.95	0.99	0.95	1.00	0.84	1.00	0.99
C2	SII	0.79	0.66	1.00	0.98	1.00	0.95	0.99	0.95	1.00	0.85	1.00	0.99
	SI	0.00	0.56	1.00	0.99	0.98	0.64	0.99	0.94	1.00	0.68	1.00	0.99
D1	SII	1.00	0.85	1.00	0.99	1.00	1.00	0.99	0.96	1.00	0.99	1.00	0.99
	SI	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.18
	SII	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.40	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.18
D2	SI	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.20
	SII	0.00	0.00	0.00	0.04	1.00	0.97	0.00	0.21	0.00	0.08	1.00	0.86
E1	SI	0.00	0.01	0.00	0.03	0.00	0.54	1.00	0.61	0.00	0.07	0.58	0.63
	SII	0.00	0.01	0.00	0.03	0.00	0.54	1.00	0.61	0.00	0.07	0.59	0.64
E2	SI	0.00	0.00	0.00	0.03	0.00	0.28	1.00	0.58	0.00	0.05	0.73	0.64
	SII	0.00	0.05	0.00	0.10	1.00	0.85	1.00	0.76	0.00	0.22	1.00	0.82
F1	SI	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.21	0.00	0.10	0.00	0.09	0.00	0.35
	SII	0.00	0.01	0.00	0.05	0.00	0.22	0.00	0.10	0.00	0.09	0.00	0.35
F2	SI	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.06	0.00	0.07	0.00	0.07	0.00	0.36
	SII	0.00	0.03	0.00	0.09	1.00	0.62	0.00	0.36	0.00	0.18	0.00	0.60

3 讨论

动态产量模型所要求的数据简单、比较适合对短寿命种类的资源进行评估^[14]。目前,东、黄海日本鲈主要由 0 至 2 岁群体组成^[22],尽管日本收集了捕捞年龄数据,但我国灯光围网渔业缺乏相应数据,因此目前采用动态产量模型对该资源进行评估较为合适。由于日本鲈环境承载容量(K)^[22]、内禀增长率(r)^[22]、空间交换矩阵等参数信息仍不足,我国(大陆)鲈鱼产量数据并没有区分日本鲈与澳洲鲈(*Scomber australasicus*),并且中、日、韩等国家或地区的日本鲈捕捞海域、种群归属等信息也基本缺失。因此本文模拟假设与实际东、黄海日本鲈的种群动态不同,但这并不妨碍本文展示种群的空间结构对渔业资源评估与管理的影响及管理策略评价的重要性(MSE)^[20]。

评估管理方案 A 与模拟的种群动态一致。方案 B 考虑了种群的空间分布,假设了两个种群,但忽略了种群间的空间交换。C1、D1、E1、F1、C2、D2、E2、F2 方案均将日本鲈资源假设为一个种群,C、D、E 与 F 的差异仅在于选择了不同的 CPUE,C、D、E 的 CPUE 均反映部分种群动态信息,但 F 方案的 CPUE 能正确反映整个种群动态变化。对于 C1、D1、E1 与 F1 方案,管理者需要了解种群的空间结构并按比例

分配捕捞量,而对于 C2、D2、E2 与 F2 方案,管理者忽略种群的空间结构而均匀分配捕捞量。

当 CPUE 观测误差较小情况下,A 方案能获得 MSY(表 7),10a 后生物量大于或接近 B_{MSY} (表 1,表 5)。但随 CPUE 观测误差增大,A 方案种群灭绝率增大,管理效果随之退化(表 3—表 5)。

B、C1、C2 方案均存在过度开发,具有较大的种群灭绝率。D1、D2、E1 与 E2 方案的种群灭绝率与 K 、 r 、种群空间交换率等参数有关。D1 与 D2、E1 与 E2 参数估计方法完全一致,但对比种群灭绝率、年均捕捞量及 10a 后生物量,D1、E1 方案总体上分别优于 D2、E2 方案。如模拟情况 1 下,D1 与 D2 方案的年均捕捞量完全一致,但 10a 后的生物量,D1 方案的值大于 D2(表 4,表 5)。

F1 方案与 A 方案类似,均不存在 100% 的种群灭绝率,而其它方案则有可能导致种群 100% 灭绝(与种群参数有关),如 D1 方案在模拟情况 5、11 时,均导致种群 100% 灭绝。虽然 F1 方案均呈现开发不足、不能获得 MSY(表 7),但其种群灭绝率较低且不受种群参数影响,因此仍可作为 A 方案的替代方案,即若缺少种群信息,但能获得反映整个资源变化趋势的资源指数并使其精度得到保证,在此条件下,假设单一种群进行资源评估仍可接受,但必须将捕捞量按种群的空间结构进行分配,因为 F2 方案同样有

种群 100%灭绝(模拟情况 5、7,表 3)。由于不同渔业其捕捞位置及捕捞种群存在差异,其 CPUE 数据可能仅反映渔业资源的部分信息,在渔业资源评估中,常采用不同的平均方法以期获得能反映资源总体变化趋势的资源指数^[23]如式(4)和假设 E,但该方法仍存在较大随意性。

表 7 最后一年捕捞量/10⁴t
Table 7 The catch for each Schemes and Scenarios in last year of ten years management period

模拟情况 Scenarios	统计量 Statistic	方案 Schemes									
		A	B	C1	C2	D1	D2	E1	E2	F1	F2
1	平均	68.2	74.3	0.0	0.0	65.0	65.0	67.0	67.0	66.1	66.1
	2.50%	67.5	73.6	0.0	0.0	64.9	64.9	66.7	66.7	65.8	65.8
	97.50%	68.9	75.1	0.0	0.0	65.1	65.1	67.3	67.3	66.4	66.4
2	平均	52.1	47.3	11.0	10.1	65.8	65.8	65.2	59.2	65.6	61.6
	2.50%	1.9	0.0	0.0	0.0	63.5	63.5	0.0	36.4	9.3	36.5
	97.50%	75.7	76.5	76.6	63.6	69.6	69.6	75.7	70.8	76.0	70.7
3	平均	68.2	0.0	0.1	0.0	62.0	62.0	63.8	63.8	62.0	62.0
	2.50%	67.0	0.0	0.0	0.0	61.8	61.8	63.6	63.6	61.8	61.8
	97.50%	69.5	0.0	0.0	0.0	62.2	62.2	64.1	64.1	62.1	62.1
4	平均	32.9	3.8	0.6	0.3	62.5	57.9	60.3	48.8	59.5	54.2
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	34.4	3.2	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	74.5	68.9	0.0	0.0	71.9	68.2	71.6	65.3	71.8	65.9
5	平均	60.5	0.1	0.0	0.0	0.0	32.5	0.0	32.5	59.5	29.8
	2.50%	60.3	0.0	0.0	0.0	0.0	32.3	0.0	32.2	59.1	29.5
	97.50%	60.7	0.0	0.0	0.0	0.0	32.7	0.0	32.9	60.0	30.0
6	平均	36.0	13.1	0.9	2.2	5.5	21.7	14.4	18.2	30.7	33
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	74.5	61.3	0.0	32.9	60.3	33.2	61.4	60.8	64.0	63.7
7	平均	60.5	0.0	0.3	0.3	57.4	28.7	0.0	0.0	56.4	28.2
	2.50%	60.0	0.0	0.0	0.0	57.4	28.7	0.0	0.0	56.3	28.1
	97.50%	60.9	0.0	0.0	0.0	57.5	28.7	0.0	0.0	56.6	28.3
8	平均	37.5	2.5	2.7	2.4	52.6	34.5	16.9	14.4	42.1	34.9
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	71.5	55.0	55.1	54.2	58.9	57.6	60.9	60.9	60.0	60.0
9	平均	65.1	70.9	0.0	0.0	68.6	58.6	63.5	56.4	61.6	61.6
	2.50%	64.6	70.5	0.0	0.0	68.2	54.8	63.1	49.6	61.5	61.5
	97.50%	65.7	71.6	0.0	0.0	69.1	62.3	63.8	62.3	61.7	61.7
10	平均	48.9	38.7	2.1	4.4	65.7	56.0	54.4	42.4	54.4	47.2
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	15.5	33.4	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	73.3	71.4	47.8	37.8	79.7	69.9	70.7	63.6	70.9	67.4
11	平均	64.9	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58.6	38.6
	2.50%	64.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	57.7	29.2
	97.50%	65.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	59.7	58.1
12	平均	27.4	0.5	0.3	0.2	15.9	9.0	13.8	10.4	28.1	23.1
	2.50%	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
	97.50%	81.1	0.0	0.0	0.0	61.8	47.3	63.5	63.1	67.7	67.4

2.5%与 97.5%为分位数;2.5% and 97.5% were quantile for each statistic; Mean was the average of the statistic

在东、黄海日本鲈资源评估中,日本鲈均被假设为单一种群。陈卫忠等^[24]、张洪亮等^[16]根据局部海域(东海或浙江近海)捕捞产量及 CPUE 数据对相应海域日本鲈进行资源评估,其假设类似 B,李纲等^[17]虽然考虑了日本等国家或地区的产量数据,但其 CPUE 数据来自中国(大陆)大型灯光围网渔业数

据,其假设类似 C 或 D,日本学者使用日本与韩国的捕捞产量及相应 CPUE 数据^[18]进行资源评估,其假设也类似 B。尽管假设 E 或 F 并未出现在东、黄海日本鲈资源评估中,但在其它资源评估中常被使用^[23]。从东、黄海日本鲈管理措施研究来看,目前仅提出总许可渔获量(Total Allowable Catch, TAC),并未考虑基于种群空间结构的 TAC 管理方案^[17-18]。

目前,对东、黄海日本鲈进行种群鉴别及按标准收集相关数据仍很困难,A 方案没有实现可能,况且 CPUE 等数据的精确度难以保证,A 方案也难以保证为最佳方案。若按现有的资源评估方法及以获得最大可持续产量作为管理目标,如模拟结果所示(B、C1、C2、D1、D2 方案),东、黄海日本鲈可能存在较大的种群灭绝概率。若将 $F_{0.1}$ 作为捕捞控制目标,各方案种群灭绝率有所改善,特别是 D1、F1 方案的种群灭绝率有较大减少,但 D2、F2 方案仍存在种群 100% 灭绝的情况(表 6)。因此,基于目前日本鲈生态学研究及数据现状,要使日本鲈资源可持续利用,必须设定更保守的捕捞量和采用基于种群空间结构的 TAC 管理方案。基于种群空间结构的 TAC 渔业管理已引起渔业学者和渔业资源管理者的重视,如在大西洋鲱鱼的 TAC 管理中,捕捞量的控制已考虑了种群的空间分布状况^[25]。

由于渔业资源评估模型均存在一定假设,如假设环境承载容量、内禀增长率不受环境等因素影响,忽略种群的空间结构等^[26]。收集的渔业数据也存在不确定性如捕捞数据存在瞒报、丢弃等现象^[26],CPUE 数据则可能存在较大误差。如上所述,当 CPUE 误差较小时,模型假设正确与否对管理效果有重要影响,正确的模型假设能得到最优的管理效果如 A 方案。但随 CPUE 误差增大,各方案管理效果的差异逐步缩小,不确定性增大(表 3—表 5)。因此根据估计参数设计生物参考点,进行渔业管理,可能会因模型假设,数据收集精度等问题导致风险。如本文,根据模型假设及估计的参数而设定的捕捞量均能满足相应假设下资源可持续利用要求,但若在真实的种群动态下,则可能会导致种群的灭绝。本文仅对几种假设情况进行了分析,所得结论不一定具有一般性,在实际渔业管理中,应结合种群生态、数据、模型假设及参数估计方法等方面的不确定性对管理控制规则进行系统的管理策略评价^[20]。

References:

- [1] Hilborn R, Walters C. Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics, and Uncertainty. New York: Chapman and Hall, 1992:67-69.
- [2] Gotelli N. A Primer of Ecology. 3rd ed. Massachusetts, Sunderland: Sinauer Associates, Incorporated, 2001: 236.
- [3] Kerr L A, Cadrin S X, Secor D H. The role of spatial dynamics in the stability, resilience, and productivity of an estuarine fish population. Ecological Applications, 2010, 20:497-507.
- [4] Wu J G. What is metapopulation, really? Acta Phytocologica Sinica, 2000, 24(1):123-126.
- [5] Kritzer J P, Sale P F. Metapopulation ecology in the sea: from Levins' model to marine ecology and fisheries science. Fish and Fisheries, 2004, 5(2): 131-140.
- [6] Stephenson R L, Melvin G D, Power M J. Population integrity and connectivity in Northwest Atlantic herring: a review of assumptions and evidence. ICES Journal of Marine Science, 2009, 66: 1733-1739.
- [7] Zhang Q H, Chen J H, Xu H X, Shen X Q, Yu G P, Zheng Y J. The fishery resources in East China Sea and it's sustainable use. Shanghai: Fudan Press, 2007:213-215.
- [8] Zhu D S, Wang W X, Zhang G X. Studies on the fisheries biology of mackerel (*Pneumatophorus japonicus* Houttuyn) in the yellow sea I on the migratory and distributional patterns of mackerel in the Yellow Sea and Bohai Sea. Marine Fisheries Research, 1982, 4:17-31.
- [9] Chen Q, Wang Y J, Li P J, Xiang F C, Liu C Y. Migration and distribution of chub mackerel *Scomber japonicus* in the Yellow Sea and Bohai Sea. Fisheries Science, 1983, 1:6-13.
- [10] Shao F, Chen X J, Li G. Morphological variations and discriminant analysis of *Scomber japonicus* and *Scomber australasicus* in the Yellow Sea and East China Sea. Journal of shanghai fisheries university, 2008, 17(2):204-209.
- [11] Li Y S. Simulation study of ecological dynamics of early life history of Chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea [D]. Shanghai: Shanghai Ocean University, 2012.
- [12] Guan W J, Chen X J, Li G. Influence of sea surface temperature and La Nina event on temporal and spatial fluctuation of chub mackerel (*Scomber japonicus*) stock in the East China Sea. Journal of shanghai ocean university, 2011, 20(1):102-107.
- [13] Cadrin S X, Secor D H. Accounting for spatial population structure in stock assessment: past, present and future // Beamish R J, Rothschild B J eds. The Future of Fishery Science in North America, Fish & Fisheries Series, Volume 31. Netherlands: Springer, 2009:405-426.
- [14] Ying Y, Chen Y, Lin L, Gao T. Risks of ignoring fish population spatial structure in fisheries management. Canadian Journal of

- Fisheries and Aquatic Sciences, 2011, 68(12): 2101-2120.
- [15] Stephenson R L. Stock complexity in fisheries management: a perspective of emerging issues related to population sub-units. Fisheries Research, 1999, 43: 247-249.
- [16] Zhang H L, Zhou Y D, Yao G Z. Analysis on the utilization of resources in small scale traditional light seining fisheries of Zhejiang Province. Marine Fisheries, 2007, 29(2): 174-178.
- [17] Li G, Chen X J, Guan W J. Stock assessment and risk analysis of management strategies for *Scomber japonicus* in the East China Sea and Yellow Sea using a Bayesian approach. Journal of Fisheries of China, 2010, 34(5): 740-750.
- [18] Yukami R, Yoda M, Ohshimo S, Tanaka H, Kurota H. Stock assessment of Chub mackerel *Scomber japonicus* Tsushima Warm Current Stock in 2011. [2012-10-28]. <http://abchan.job.affrc.go.jp/digests23/details/2306.pdf>.
- [19] Quinn T J, Deriso R B. Quantitative Fish Dynamic. New York: Oxford University Press, 1999: 398-401.
- [20] Punt A E, Ralston S. A management strategy evaluation of rebuilding revision rules for overfished rockfish stocks // Heifetz J, DiCosimo J, Gharrett A J, Love M S, O'Connell V M, Stanley R D, eds. Biology, Assessment, and Management of North Pacific Rockfishes. Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-07-01, 2007: 329-351.
- [21] Chen Y, Montgomery S S. Modeling the dynamics of eastern rock lobster, *Jasus verreauxi*, stock in New South Wales, Australia. Fisheries Bulletin, 1999, 97: 25-38.
- [22] Li G. Stock Assessment and risk analysis of Chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Yellow Sea [D]. Shanghai: Shanghai Fisheries University, 2008.
- [23] International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas. Report of the Standing Committee on Research and Statistics (SCRS). Madrid: ICCAT, 2012. [2012-10-28]. <http://www.iccat.int/en/meetingscurrent.htm>.
- [24] Chen W Z, Hu F, Yan L P. Stock assessment of *scomber japonicus* from the east china sea with virtual population analysis. Journal of Fisheries of China, 1998, 22(4): 334-339.
- [25] New England Fishery Management Council. Proposed Atlantic herring specifications for the 2010—2012 fishing years (January 1, 2010-December 31, 2012) including the environmental assessment (EA), regulatory impact review (RIR), and initial regulatory flexibility analysis (IRFA). Newburyport, Massachusetts: NEFMC, 2010. [2012-10-28]. <http://www.nero.noaa.gov/nero/regs/frdoc/10/10Herring2010SpecsEA.pdf>.
- [26] Guan W J, Gao F, Lei L, Chen X J. Respective problem in fishery stock assessment. Journal of Shanghai Ocean University, 2012, 21(5): 841-847.
- 参考文献:**
- [4] 郭建国. Metapopulation(复合种群)究竟研究是什么?. 植物生态学报, 2000, 24(1): 123-126.
- [7] 张秋华, 程家华, 徐汉祥, 沈新强, 俞国平, 郑元甲. 东海区渔业资源及可持续利用. 上海: 复旦大学出版社, 2007: 213-215.
- [8] 朱德山, 王为祥, 张国祥. 黄海鲈鱼 (*Pneumatophorus japonicus Houtuyn*) 渔业生物学研究 I 黄、渤海鲈鱼洄游分布研究. 海洋水产研究, 1982, 4: 17-31.
- [9] 陈倅, 王有君, 李培君, 项福椿, 刘春洋. 黄渤海区日本鲈的洄游与分布. 水产科学, 1983, 1: 6-13.
- [10] 邵锋, 陈新军, 李纲, 钱卫国. 东黄海鲈鱼形态差异分析. 上海水产大学学报, 2008, 17(2): 204-209.
- [11] 李曰嵩. 东海鲈鱼 (*Scomber japonica*) 早期生活史过程的生态动力学模拟研究 [D]. 上海: 上海海洋大学, 2012.
- [12] 官文江, 陈新军, 李纲. 海表水温和拉尼娜事件对东海鲈鱼资源及时空变动的影响. 上海海洋大学学报, 2011, 20(1): 102-107.
- [16] 张洪亮, 周永东, 姚光展. 浙江群众传统灯光围网渔业利用资源状况分析. 海洋渔业, 2007, 29(2): 174-178.
- [17] 李纲, 陈新军, 官文江. 基于贝叶斯方法的东黄海鲈资源评估及管理策略风险分析. 水产学报, 2010, 34(5): 740-750.
- [18] 由上龍嗣, 依田真里, 大下誠二, 田中寛繁, 黒田啓行. 平成 23 年マサバ対馬暖流系群の資源評価. [2012-10-28]. <http://abchan.job.affrc.go.jp/digests23/details/2306.pdf>.
- [22] 李纲. 东、黄海鲈鱼资源评估及管理策略风险分析 [D]. 上海: 上海水产大学, 2008.
- [24] 陈卫忠, 胡芬, 严利平. 用实际种群分析法评估东海鲈鱼现存资源量. 水产学报, 1998, 22(4): 334-339.
- [26] 官文江, 高峰, 雷林, 陈新军. 渔业资源评估中的回顾性问题. 上海海洋大学学报, 2012, 21(5): 841-847.