

文章编号: 1000-0615(2016)05-0807-13

DOI: 10.11964/jfc.20150609934

东南太平洋竹筴鱼资源评估与捕捞控制规则模拟研究

邹莉瑾^{1,2,3,4}, 邹晓荣^{1,2,3,4}, 官文江^{1,2,3,4}, 张敏^{1,2,3,4}, 李纲^{1,2,3,4*}

(1. 上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306;

2. 上海海洋大学国家远洋渔业工程技术研究中心, 上海 201306;

3. 上海海洋大学远洋渔业协同创新中心, 上海 201306;

4. 上海海洋大学农业部大洋渔业资源环境科学观测实验站, 上海 201306)

摘要: 以东南太平洋智利竹筴鱼为对象、以资源量动态模型为基础, 使用模拟方法构建了“真实”的智利竹筴鱼种群及其渔业, 评估了观测误差和过程误差对智利竹筴鱼资源评估和管理的影响。模拟的“真实”的智利竹筴鱼种群及其渔业结果显示, 1997—2014年太平洋智利竹筴鱼资源量总体上呈逐年下降趋势, 且远低于 B_{MSY} 的50%; 捕捞死亡系数波动剧烈, 仅在2012—2014年低于 F_{MSY} 且相对稳定。渔业资源评估模拟结果显示, 观测误差和过程误差使资源量和 B_{MSY} 被低估, 捕捞死亡系数和 F_{MSY} 被高估, 且随机误差越大, 资源量、 B_{MSY} 被低估, 而捕捞死亡系数、 F_{MSY} 被高估的程度越大。渔业管理模拟的结果表明, 捕捞控制规则采用恒定捕捞死亡系数时, 未来10年基于50% 2014年捕捞死亡系数的管理措施为最佳管理措施。由于捕捞死亡系数被高估, 最佳管理措施实施后使得年总可捕捞量高于预期, 而年资源量低于预期, 资源量增长或恢复的速度变慢, 资源可能同时处于过度捕捞状态和正遭受过度捕捞。过度捕捞的风险与随机观测误差和过程误差的大小成正比。

关键词: 智利竹筴鱼; 资源评估; 捕捞控制规则; 模拟方法; 东南太平洋

中图分类号: S 932

文献标志码: A

智利竹筴鱼广泛分布于东南太平洋, 并从智利中南部向西分布至新西兰和澳大利亚^[1-3], 是秘鲁和智利两国围网渔业的捕捞对象, 同时也是我国及其他远洋渔业国家大型拖网加工船的目标鱼种^[4]。我国于2000年对东南太平洋公海智利竹筴资源进行了探捕调查, 2001年正式生产, 先后有14艘大型拖网加工船投入生产, 年最高产量超过11万t, 在各远洋渔业国家中处于领先^[4]。因智利竹筴鱼资源衰退, 2010年南太平洋区域渔业管理组织(South Pacific Regional Fisheries Management Organization, SPRFMO)对智利竹筴鱼实行总可捕捞量(total allowable catch, TAC)管理^[5-6]。作为一种重要经济种类, 国内外学者对东南太平洋智利竹筴鱼资源生物学^[1, 7-10]、渔场与

环境关系等方面^[2, 3, 9, 11-14]做了大量的研究, 但在资源评估和管理研究方面除了SPRFMO^[6]外, 相关工作还鲜见报道。

不确定性是指对自然状态或自然过程不完整的认知^[15], 其来源包括观测误差、过程误差、模型误差和操作误差等^[16], 因此不确定性存在于渔业资源评估和管理的各个环节。观测误差是指渔业数据如渔获量、单位捕捞努力量渔获量(catch per unit fishing effort, CPUE)、调查丰度指数、年龄等数据的观测值与真实值间的差异, 而过程不确定性指渔业资源自身(如资源量、补充量)的随机波动^[15]。随着计算机技术的发展, 渔业资源的模拟方法被广泛应用于渔业资源评估与管理领域, 它能够帮助科学家认识和量化

收稿日期: 2015-06-16 修回日期: 2016-02-08

资助项目: 国家科技支撑计划(2013BAD13B01); 国家“八六三”高技术研究发展计划(2012AA092301)

通信作者: 李纲, E-mail: g-li@shou.edu.cn

不确定性对资源评估和管理,带来的影响和风险^[17-19],评价观测误差和过程误差对资源评估的影响以及管理建议的可靠性^[20]。对资源量动态模型而言,观测误差和过程误差是其不确定性的主要来源。为此,本实验以资源量动态模型为基础,使用渔业资源模拟方法,定量分析观测误差和过程误差对智利竹筴鱼资源评估和管理的影响。

1 材料与方法

1.1 渔获量和CPUE数据

1997—2014年东南太平洋竹筴鱼渔获量和CPUE数据来源于SPRFMO^[6],包括沿岸围网渔业和公海大型拖网渔业数据(表1)。其中,沿岸围网渔业渔获量为东南太平洋沿岸国智利、秘鲁等国渔获量,CPUE为智利中南部围网渔业标准化的CPUE;公海拖网渔获量为中国、欧盟、瓦努阿

图等远洋渔业国大型拖网加工船队渔获量,CPUE为我国大型拖网渔业标准化的CPUE^[21]。

1.2 操作模型的建立及“真实”种群动态模拟

操作模型采用非平衡假设的Schaefer剩余产量模型,来模拟智利竹筴鱼“真实”种群动态,将其估计的模型参数、生物学参考点、资源量和捕捞死亡系数值定义为“真实值”。剩余产量模型的时间离散形式为^[22-23]

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) - C_{1,t} - C_{2,t} \quad (1)$$

式中, B_t 为 t 年的资源量, K 为环境承载力, r 为种群内禀自然增长率,年渔获量 C_t 由两部分组成: $C_{1,t}$ 为沿岸围网渔业竹筴鱼渔获量, $C_{2,t}$ 为公海大型拖网渔业竹筴鱼渔获量。

以标准化后的年CPUE作为年资源丰度指数 I_t ,假设 I_t 的误差服从对数正态分布、且剩余产量模型只有观测误差^[22-24]:

表1 1997—2014年东南太平洋智利竹筴鱼渔获量和CPUE数据

Tab. 1 Catch and CPUE data of jack mackerel fisheries in the South East Pacific from 1997 to 2014

年 year	近海围网渔业渔获量/1000 t catch of costal purse seine fisheries	近海围网渔业CPUE/(t/trip) CPUE of costal purse seine fisheries	公海拖网渔业渔获量/1000 t catch of high seas trawl fisheries	公海拖网渔业CPUE/(t/h) CPUE of high seas trawl fisheries
1997	2917.06	0.69	0	
1998	1612.91	0.62	0	
1999	1219.69	0.70	0.01	3.14
2000	1234.30	0.80	2.32	3.57
2001	1649.93	0.89	20.09	3.97
2002	1518.99	0.89	76.26	3.95
2003	1421.30	0.86	158.20	3.81
2004	1451.60	0.80	295.44	3.56
2005	1430.43	0.70	243.57	3.10
2006	1379.94	0.59	362.63	2.61
2007	1302.78	0.50	438.82	2.21
2008	896.11	0.39	406.99	1.74
2009	834.93	0.34	371.92	1.50
2010	464.81	0.28	239.59	1.27
2011	247.30	0.27	60.89	1.22
2012	227.46	0.31	39.92	1.37
2013	231.36	0.36	41.18	1.60
2014	271.13	0.42	58.95	1.88

$$I_{i,t} = q_i \frac{B_{i,t+1} + B_{i,t}}{2} e^{\varepsilon_{i,t}}, \varepsilon_{i,t} \sim N(0, \sigma_i^2) \quad (2)$$

式中, q_i 为渔业*i*的可捕系数, $\varepsilon_{i,t}$ 为误差项。操作模型模拟的“真实”的智利竹筴鱼资源动态从1997年开始, 到2014年结束。模型参数包括*r*、*K*、可捕捞系数 q_1 、 q_2 和1997年的资源量 B_{1997} 。

模型参数用极大似然估计法估计^[23-24], 目标方程:

$$L(I_{i,t} | B_{1997}, r, K, q_i) = \prod_{t=1997}^{2014} \frac{1}{I_{i,t} \sigma_i \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{[\ln(I_{i,t}) - \ln(\hat{I}_{i,t})]^2}{2\sigma_i^2}\right) \quad (3)$$

为便于计算, 通常将式(3)进行对数转化并取负:

$$LL = \sum_{i=1}^2 \left(-\frac{n_i}{2} [1 + \ln(2\pi) + 2\ln(\hat{\sigma}_i)]\right) \quad (4)$$

式中, LL 为似然函数的对数, n_i 为年数, 其中 n_1 为18, n_2 为16。

最大可持续产量(maximum sustainable yield, MSY)对应的资源量 B_{MSY} 和捕捞死亡系数 F_{MSY} 分别为资源量和捕捞死亡系数生物学参考点:

$$B_{MSY} = \frac{K}{2} \quad (5)$$

$$F_{MSY} = \frac{r}{2} \quad (6)$$

年捕捞死亡系数由年开发率进行对数转化后进行估算^[23, 25]:

$$F_t = -\ln\left(1 - \frac{C_t}{(B_{t+1} + B_t)/2}\right) \quad (7)$$

通过年资源量、年捕捞死亡系数分别与生物学参考点 B_{MSY} 和 F_{MSY} 比较以确定各年资源状况。

进行参数估计时, 需要输入参数*r*, *K*和 B_{1997} 的初始值^[23, 26]。其中*K*设定为智利竹筴鱼历史最高渔获量5000千t^[6]的5倍^[27-28], B_{1997} 设定为为SPRFMO估计的9212千t^[6]。*r*的初始值根据经验方程计算^[29]:

$$r = 0.947 + 1.189k - 0.095\ln W_\infty \quad (8)$$

式中, *k*为von Bertalanffy生长方程参数, W_∞ 为最大体质量。根据文献[8, 10], 东南太平洋竹筴鱼生长方程*k*值分别为0.111yr⁻¹和0.107yr⁻¹, 最大体质量分别为3573 g和3224 g, 分别代入式(8)并取其平均值0.30作为*r*的初始值。

1.3 评估模型的建立及参数估计

评估模型也采用剩余产量模型, 但考虑过程误差, 假设其服从对数正态分布:

$$\hat{B}_{t+1} = [B_t + rB_t(1 - \frac{B_t}{K}) - C_{1t} - C_{2t}]e^{\varepsilon_t}, \varepsilon_t \sim N(0, \sigma^2) \quad (9)$$

过程误差设定低、高两个水平, 即资源量的变异系数(coefficient of variation, CV)分别设定为0.1和0.2(表2)。以操作模型估计的1997—2014年的CPUE为基础, 假设其服从对数正态分布, 添加低和高两种水平的随机观察误差, 即CPUE的CV分别设定为0.3和0.5(表2), 各随机生产100组1997—2014年的CPUE数据。因此, 根据CV的大小, 评估模型包括两个模型: 低误差评估模型和高误差评估模型。将渔获量数据和操作模型产生的100组CPUE数据输入评估模型, 使用极大似然估计模型参数, 目标方程与操作模型的目标方程相同。评估模型估计的模型参数、生物学参考点、资源量、捕捞死亡系数的中值定义为模拟值。

观察误差或过程误差*ε*的方差与变异系数CV的关系如下:

$$\sigma^2 = \ln(CV^2 + 1.0) \quad (10)$$

使用相对误差来衡量资源量、捕捞死亡系数、生物学参考点的“真实”值与模拟值之间的差异^[30-31]:

$$RE(\%) = \frac{E_{est} - E_{true}}{E_{true}} \times 100 \quad (11)$$

式中, E_{est} 为模拟值, E_{true} 为“真实”值。相对误差大于0说明资源量、捕捞死亡系数、生物学参考

表 2 评估模型CPUE和资源量的变异系数

Tab. 2 CVs of CPUE and biomass for the assessing model

模型 model	CPUE的变异系数 CV of CPUE	资源量的变异系数 CV of biomass
低误差评估模型 low error assessing model	0.3	0.1
高误差评估模型 high error assessing model	0.5	0.2

点被高估，反之则被低估。

1.4 捕捞控制规则模拟

对操作模型和评估模型，以2014年捕捞死亡系数 F_{2014} 为基准，设定多水平的捕捞死亡系数 XF_{2014} 作为捕捞控制规则(harvest control rules, HCR)，分别计算操作模型和评估模型2015—2024年东南太平洋竹鱼各年资源量、年总可捕捞量TAC、资源量大于 B_{MSY} 的概率，对模型结果进行风险分析^[27-28]。本实验将 X 设定为0.50, 0.75, 1.00和1.25，则年资源量、年TAC分别为

$$B_{t+1} = \frac{2}{3 - \exp(-XF_{2014})} \left[\frac{1 + \exp(-XF_{2014})}{2} B_t + 1 - \frac{B_t}{K} \right] \quad (12)$$

$$TAC_t = [1 - \exp(-XF_{2014})] \frac{B_{t+1} + B_t}{2} \quad (13)$$

把评估模型估计的多水平2014年捕捞死亡系数 XF_{2014} 输入操作模型，再次计算2015—2024年东南太平洋竹鱼各年资源量、年总可捕捞量TAC、资源量大于 B_{MSY} 的概率，并将其定义为理论值。通过比较资源量、TAC的模拟值与理论值，定量分析随机误差对智利竹鱼资源和渔业带来的影响。

2 结果

2.1 智利竹鱼“真实”种群动态

1997—2014年围网渔业和拖网渔业CPUE观测值及操作模型预测值，最初几年相差较大，2005年之后则非常接近(图1)。1997—2005年

CPUE处于较高水平，2001年最大，之后连续下降，2010年CPUE降至最低。自2011年起CPUE开始缓慢回升。操作模型估计的内禀自然增长率 r 为0.391，环境承载力 K 为25 244千t，1997年资源量为5705千t，生物学考点 B_{MSY} 和 F_{MSY} 分别为12 622千t和0.196。

操作模型模拟的智利竹鱼“真实”种群动态显示，其资源量始终远低于 B_{MSY} 且总体上呈逐年下降趋势，由1997年的5705千t降至2011年的1361千t，2012年起资源量开始缓慢增长，2014年资源量恢复至2262千t(图2)。捕捞死亡系数则在1997—2000年快速下降，而后逐年增长，2009年到达高峰；之后，捕捞死亡系数又下降，2012—2014年捕捞死亡处于最低水平且小于 F_{MSY} (图2)。

2.2 评估模型模拟结果

加入随机观测误差和过程误差后，评估模型估计的 r 、 F_{MSY} 以及 q 都大于操作模型估计的“真实”值，而 K 、 B_{MSY} 以及 B_{1997} 均低于其“真实”值，且加入随机误差越大，评估模型估计的模型参数和生物学参考点与操作模型估计的“真实”值之间的差异越大(表3)。 B_{MSY} “真实”值和模拟值间的相对误差中值小于0，即 B_{MSY} 被低估，而“真实”和模拟的 F_{MSY} 相对误差中值大于0，即 F_{MSY} 被高估。此外，前两者的相对误差明显低于后两者(图3)。与低水平误差模型相比，高水平误差模型 B_{MSY} 的 F_{MSY} 的相对误差的95%置信区间更宽，且 B_{MSY} 被低估、 F_{MSY} 被高估的程度也更大(图3)。

捕捞死亡系数相对误差的中值始终大于0，即捕捞死亡似乎的模拟值大于其“真实”值，捕捞

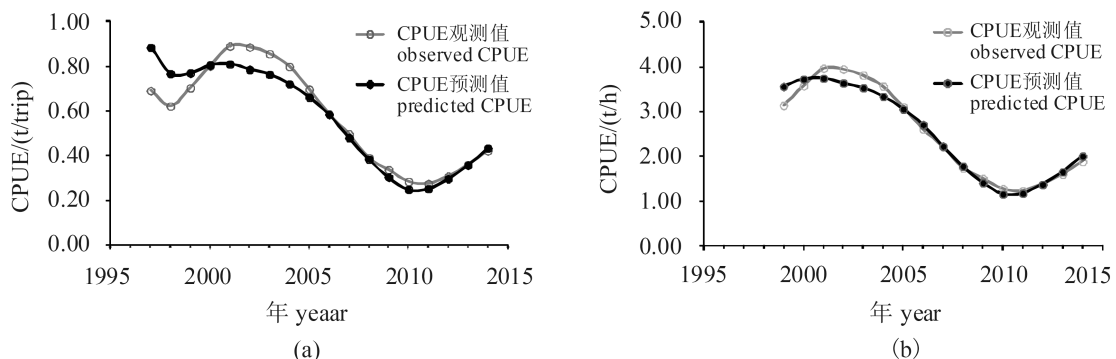


图1 1997—2014年CPUE的观测值和拟合值

(a) 近海围网渔业；(b) 公海大型拖网渔业

Fig. 1 Observed and estimated CPUE of the operating model from 1997 to 2014

(a) the purse seine fisheries in the coastal waters; (b) the trawl fisheries in the high seas

表 3 模型参数及生物学参考点“真实”值和模拟值
 Tab. 3 Estimated “true” and simulated model parameters and BRPs by the operating model and the assessing models respectively

模型 model	r	$K/1000\text{ t}$	$B_{1997}/1000\text{ t}$	q_1	q_2	$B_{MSY}/1000\text{ t}$	F_{MSY}
操作模型 operating model	0.391	25 244	5705	0.001 73	0.000 80	12 622	0.196
低误差评估模型 low error assessing model	0.413	24 959	5576	0.001 74	0.000 83	12 479	0.206
高误差评估模型 high error assessing model	0.442	24 906	5333	0.0175	0.000 81	12 453	0.221

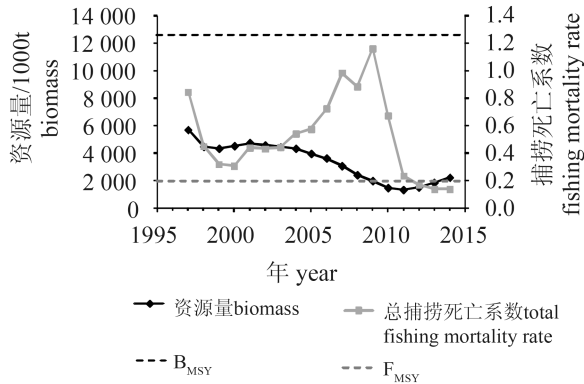


图 2 1997—2014年东南太平洋竹筴鱼“真实”种群动态
 Fig. 2 The “true” population dynamics for the jack mackerel stock in the South East Pacific from 1997 to 2014

死亡系数被高估, 其中高误差模型相对误差中值为2.67%~22.37%, 低误差模型为1.49%~14.20%。资源量的相对误差的中值均小于0, 即年资源量的模拟值低于其“真实”值, 年资源量始终被低估。高误差评估模型资源量相对误差的中值为-3.21%~-9.46%, 小于低误差评估模型(-1.00%~-7.79%), 但其捕捞死亡系数相对误差的中值在1997—2009年大于低误差评估模型, 在2010—2014年小于低误差模型。高误差评估模型资源量和捕捞死亡系数的相对误差置信区

间比低误差评估模型宽(图4)。

2.3 捕捞控制规则模拟结果

捕捞控制规则采用多水平恒定捕捞死亡系数时, 操作模型和评估模型预测的2015—2024年竹筴鱼资源量变动结果显示, 智利竹筴鱼资源量始终呈现增长趋势, 且随着捕捞死亡系数的不断增长, 资源量在未来10年的恢复速度明显下降, 恢复到 B_{MSY} 所需的时间则不断增加, 但资源量模拟值和“真实”值间的差异不断变小(表4)。与低误差评估模型相比, 高误差评估模型预测的资源量被高估的程度更大, 其置信区间也更宽(图5和图6)。

当捕捞死亡系数为2014年捕捞死亡系数的50%时, 操作模型、低误差和高误差评估模型预测的2024年与 B_{MSY} 的比值分别为1.145、1.168和1.296, 2015年TAC分别212千t、215千t和217千t, 2024年TAC分别为1035千t、1107千t和1177千t, 低误差和高误差评估模型估计的2024年资源量恢复到 B_{MSY} 概率分别为87%和81%(表4)。随着捕捞死亡系数的增长, 操作模型和评估模型估计的年TAC随之增长, 但年资源量、2024年资源量与 B_{MSY} 的比值以及2024年资源量恢复的概率则不断下降。在相同的捕捞死亡系数条件下, 上

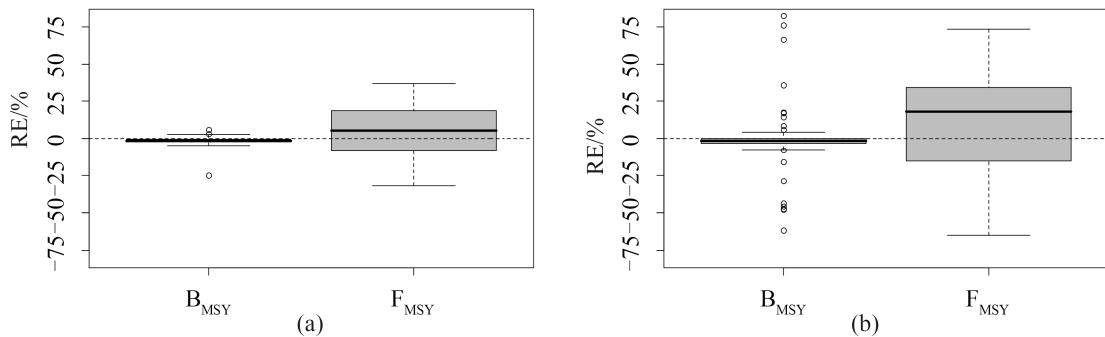


图 3 B_{MSY} 和 F_{MSY} 相对误差箱型图
 Fig. 3 Box plots of relative error (RE) of B_{MSY} and F_{MSY}

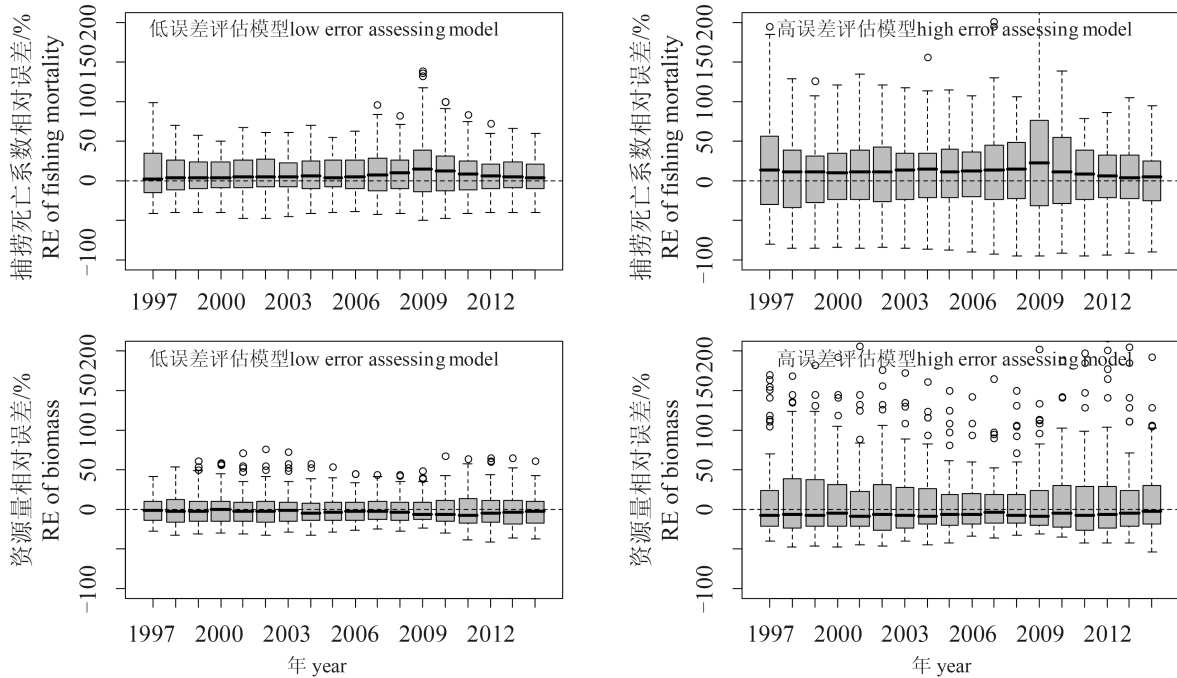


图4 捕捞死亡系数和资源量相对误差箱型图

Fig. 4 Box plots of relative error (RE) of biomass and instantaneous fishing mortality

表4 操作模型和评估模型预测的2015—2024年竹筴鱼资源状况

Tab. 4 Predicted status of jack mackerel stock from 2015 to 2024 by the operating model and assessing models

模型 model	捕捞控制规则 HCR	B_{2024}/B_{MSY}	$P(B_{2024} > B_{MSY})$	$B_{2024}/1000\text{ t}$	$TAC_{2015}/1000\text{ t}$	$TAC_{2024}/1000\text{ t}$
操作模型 operating model	0.5F ₂₀₁₄ (0.071)	1.145	—	14 454	212	1035
	0.75F ₂₀₁₄ (0.106)	0.971	—	12 253	308	1294
	F ₂₀₁₄ (0.142)	0.821	—	10 360	398	1431
	1.25F ₂₀₁₄ (0.177)	0.693	—	8748	482	1480
低误差评估模型 low error assessing model	0.5F ₂₀₁₄ (0.073)	1.168	0.87	14 713	215	1107
	0.75F ₂₀₁₄ (0.109)	0.997	0.50	12 391	311	1356
	F ₂₀₁₄ (0.146)	0.838	0.13	10 460	400	1478
	1.25F ₂₀₁₄ (0.182)	0.707	0.01	8788	485	1507
高误差评估模型 high error assessing model	0.5F ₂₀₁₄ (0.074)	1.296	0.81	15 929	217	1177
	0.75F ₂₀₁₄ (0.111)	1.110	0.63	13 542	316	1460
	F ₂₀₁₄ (0.148)	0.943	0.43	11 433	411	1649
	1.25F ₂₀₁₄ (0.185)	0.815	0.26	10 052	496	1716

述3个模型预测的2015年和2024年TAC、2024年资源量及其与 B_{MSY} 的比值按大小排序依次为高误差评估模型、低误差评估模型和操作模型。除捕捞死亡系数为2014年的50%以外，高误差评估模型估计的2024年资源恢复到 B_{MSY} 的概率均大

于低误差评估模型(表4)。

当评估模型估计的多水平2014年捕捞死亡系数值输入操作模型时，操作模型预测的2015—2024年资源及TAC(“理论”值)是“真实”的智利竹筴鱼资源及其渔业对拟采取的管理措施的“真实”

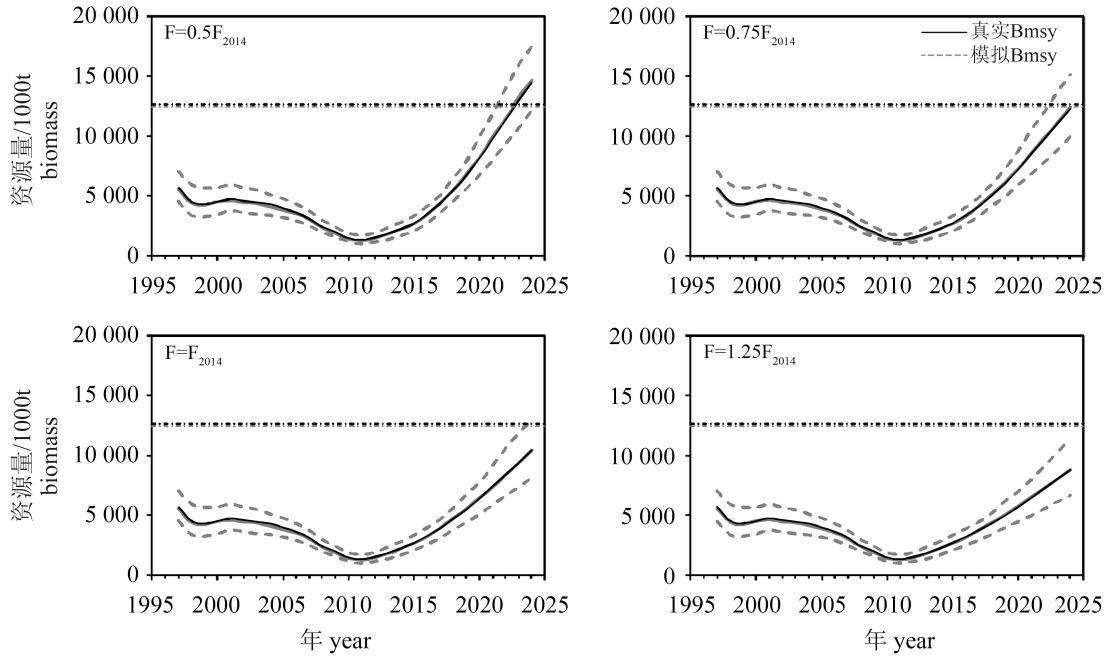


图 5 低误差评估模型预测的2015—2024年智利竹筴鱼模拟资源量

Fig. 5 Projections of biomass trajectories for jack mackerel during 2015—2024 by the low error assessing model

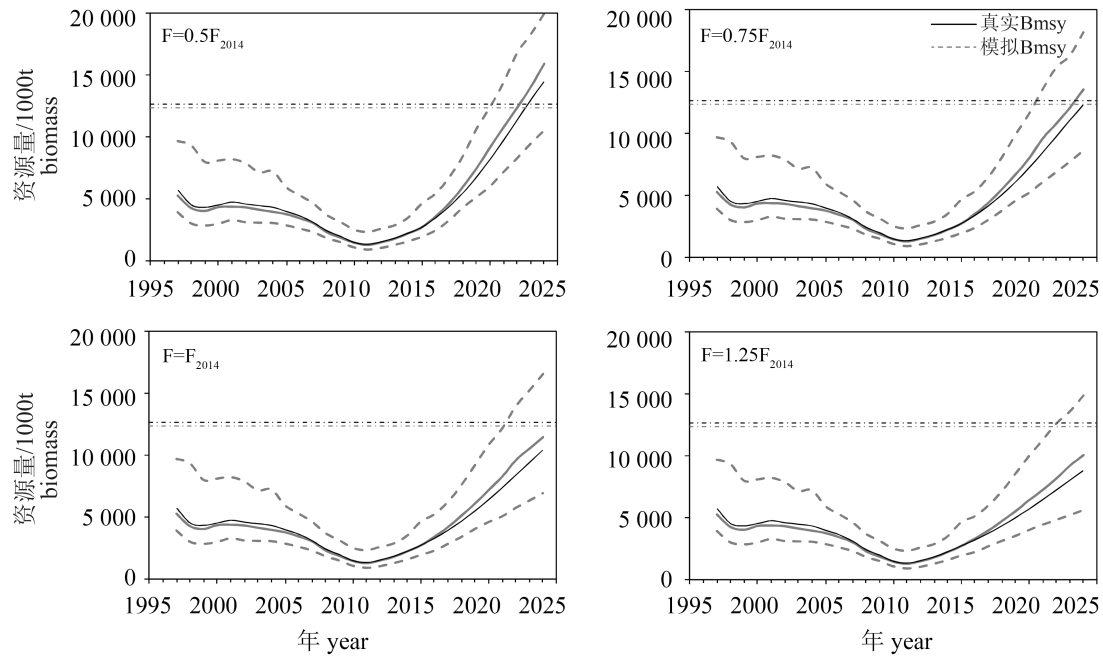


图 6 高误差评估模型预测的2015—2024年智利竹筴鱼模拟资源量

Fig. 6 Projections of biomass trajectories for jack mackerel during 2015—2024 by the high error assessing model

响应。此时操作结果的预测显示, 在相同的捕捞死亡系数条件下, 年资源量、资源量与 B_{MSY} 比值、TAC均低于其模拟值和“真实”值, 且随机误差越大其偏低的程度也越大。捕捞控制规则为 $0.5F_{2014}$ 时, 2024年资源量大于 B_{MSY} 概率大于

其模拟值和“真实”值; 捕捞控制规则为 F_{2014} 的0.75、1.00和1.25时则相反(表4和表5)。

3 讨论

操作模型估计东南太平洋智利竹筴鱼“真实”

表 5 采用评估模型估计的2014年捕捞死亡系数时, 操作模型预测的2015—2024年竹筴鱼资源状况

Tab. 5 Predicted status of jack mackerel stock from 2015 to 2024 by the operating model when using the multiple level fishing mortality rate of 2014 estimated by the assessing models.

	捕捞控制规则来源 source of HCR					
	捕捞控制规则HCR	B_{2024}/B_{MSY}	$P(B_{2024}>B_{MSY})$	$B_{2024}/1000\text{ t}$	$TAC_{2015}/1000\text{ t}$	$TAC_{2024}/1000\text{ t}$
低误差评估模型 low error assessing model	0.5F ₂₀₁₄ (0.073)	1.134	0.93	14 310	219	1055
	0.75F ₂₀₁₄ (0.109)	0.956	0.30	12 067	317	1311
	F ₂₀₁₄ (0.146)	0.804	0.01	10 148	409	1441
	1.25F ₂₀₁₄ (0.182)	0.675	0	8524	495	1469
高误差评估模型 high error assessing model	0.5F ₂₀₁₄ (0.074)	1.128	0.86	14 239	222	1065
	0.75F ₂₀₁₄ (0.111)	0.949	0.40	11 975	321	1319
	F ₂₀₁₄ (0.148)	0.796	0.19	10 044	414	1431
	1.25F ₂₀₁₄ (0.185)	0.667	0.08	8415	501	1446

种群动态结果表明, 1997—2014年, 资源量远低于 B_{MSY} , 始终处于过度捕捞状态; 而1997—2011年, 捕捞死亡系数均大于 F_{MSY} , 捕捞强度一直过大, 2012年以后, 捕捞死亡系数才降至 F_{MSY} 以下。本世纪初, 尽管有包括中国、欧盟、韩国等国大型捕捞加工船进入东南太平洋公海捕捞竹筴鱼, 但其产量和捕捞强度远低于智利和秘鲁两国的围网船队(表1)。历史上沿岸国围网渔业的持续高强度开发, 是导致东南太平洋竹筴鱼资源从1997—2011年同时处于过度捕捞(overfished)和正遭受过度捕捞(overfishing)这种最危险状况的直接原因。为恢复东南太平洋竹筴鱼资源, SPRFMO于2010年通过了中上层鱼类资源临时管理措施, 规定各国应在2011年将竹筴鱼渔获量限定在2010年渔获量的60%, 2012年临时措施进一步规定各国2012年竹筴鱼产量不得超过2010年的40%^[32]。此后, SPRFMO正式建立了竹筴鱼TAC管理制度, 如SPRFMO规定2015年竹筴鱼TAC为460千t^[33]。可见, TAC制度的建立及捕捞量的缩减是2011年后智利竹筴鱼资源量增长、捕捞死亡系数下降的主要原因。

与SPRFMO的评估结果相比, 操作模型的东南太平洋竹筴鱼资源量和捕捞死亡系数的年间变动趋势相一致, 对竹筴鱼资源状况的判断相同, 但年资源量的绝对值偏低, 主要原因可能与使用的种群动态模型不同有关。由于时间系列的CPUE数据呈现明显的高低波动变化, 避免了持续递增或递减的情况, 因此本实验估计的参数

r 、 K 是可靠的^[22, 34]。SPRFMO使用的是渔获量年龄组成统计模型(statistical catch-at-age model), 包含亲鱼量与补充量关系、渔获量方程与选择性方程等多个子模型, 参数多、结构复杂。除了渔业数据本身误差外, 年龄鉴定的观测误差、各子方程的过程误差以及对自然死亡系数和亲鱼量-补充量关系参数“ h ”假设是SPRFMO资源评估结果不确定性的主要来源^[6]。相对于较简单的资源量动态模型模型, 渔获量年龄组成统计模型可描述各年、各世代智利竹筴鱼资源资源丰度、资源量的动态变化, 对数据的拟合程度可能更好, 但评估结果的偏差可能较大、精度较低^[23]。资源量动态模型由于只考虑了资源量而忽略了种群年龄和体长结构、亲鱼量与补充量关系等关键种群动态信息而受到质疑^[22], 但该模型在用于渔业管理时可能比年龄结果模型更好^[35]。由于资源量动态模型只需要渔获量等少量数据即可, 且结构简单、计算容易, 因此仍然被广泛应用。此外, 即使使用了复杂的种群动态模型, 资源量动态模型仍然可用于敏感性分析, 与复杂模型的结果进行对照比较, 以帮助科学家分析产生差异的原因及其对渔业管理的影响^[22-23]。

不确定性普遍存在于渔业中^[36], 包括观测不确定性、过程不确定性、模型不确定性和执行不确定性等^[15, 23]。渔业资源的模拟研究方法被广泛用于不确定性对渔业资源评估影响和管理决策研究, 如Reeves^[18]研究了年龄鉴定误差对资源量和管理措施的影响; Chen等^[17]模拟了丢弃渔

获物及兼捕对生物参考点的影响并进行了定量评估; Guan等^[31]、Cao等^[30]分别模拟了不同种群结构及其交换率对大西洋鳕和大西洋鲱种群动态及资源评估的影响。在不考虑模型结构等不确定性的情况下, 渔业数据存在的误差、资源量的随机波动是不确定性的主要来源。为了定量分析观测误差和过程误差对智利竹筴鱼资源评估和管理的影响, 本实验基于实际的渔获量和CPUE数据, 建立操作模型模拟了“真实”的竹筴鱼种群动态及渔业, 然后在渔业数据和模型中分别加入随机误差, 输入评估模型, 定量分析了智利竹筴鱼资源和渔业对误差的响应。

加入随机观测误差和过程误差后, 资源量、 B_{MSY} 被低估而捕捞死亡系数和 F_{MSY} 被高估, 且随机误差越大, 资源量、 B_{MSY} 被高估、捕捞死亡系数和 F_{MSY} 被低估的程度也越大(图3和图4)。资源状况是根据资源量与捕捞死亡系数与各自的生物学参考点进行比较得出的, 由于不确定的存在, 可能会对资源状况作出错误的判断: 当捕捞死亡系数或 F_{MSY} 被高估, 渔业管理者会认为捕捞强度过大; 而当资源量或 B_{MSY} 被低估时, 管理者则会认为资源已经过度捕捞或没有达到健康水平。这种误判在资源量和捕捞死亡系数接近生物学参考点时最容易出现。由于智利竹筴鱼资源量和捕捞死亡系数与其生物学参考点的差距非常大, 因此评估模型对智利竹筴鱼资源状况的判读与其“真实”资源状况一致。

预测未来资源量应对捕捞压力的动态变化是制定渔业资源管理措施的关键, 由于不确定性

的存在, 对这种动态变化的预测会存在偏差, 其后果可能使渔业管理者制定错误的管理措施, 从而使资源量下降或经济受损^[36-38]。因此, 制定渔业管理措施也必须考虑决策附带的风险, 并将之量化^[27, 37]。评估模型的预测结果显示, 2017—2024年智利竹筴鱼年资源量、年资源量与 B_{MSY} 的比、年TAC均被高估, 且随机误差增加, 这种高估程度随之被放大, 资源量恢复到 B_{MSY} 水平的概率也变大, 渔业管理存在的不确定性及其风险也会随之增加(图5、图6、表4)。由于作为管理控制规则输入评估模型的捕捞死亡系数被高估, 同时预测的资源量也被高估, 使渔业管理者对未来资源状况过于乐观, 制定更高的TAC, 其结果可能导致智利竹筴鱼资源恢复的速度下降、时间变长, 甚至崩溃(表4)。由于随机观测误差和过程误差及其导致的渔业管理的不确定性和风险是客观存在的, 为此, 人们可通过使用渔业管理的“预防性方法”尽可能降低风险, 以实现渔业资源的可持续利用^[38-39]。从这一角度出发, 基于2014年捕捞死亡系数50% ($0.5F_{2014}$)的管理措施最佳。

假设渔业管理者选择了 $0.5F_{2014}$, 评估模型据此估计的2015—2024年各年TAC即为今后拟采取的管理措施, 如2015年的TAC(中值)为215千t或217千t(表4)。评估模型估计的 $0.5F_{2014}$ 模拟值分别输入操作模型, 操作模型预测的各年资源量及TAC理论值反映了智利竹筴鱼资源及渔业是如何应对管理措施发生变化的: 2015—2024年资源量虽然仍将持续增长, 但速度变慢, 在2023

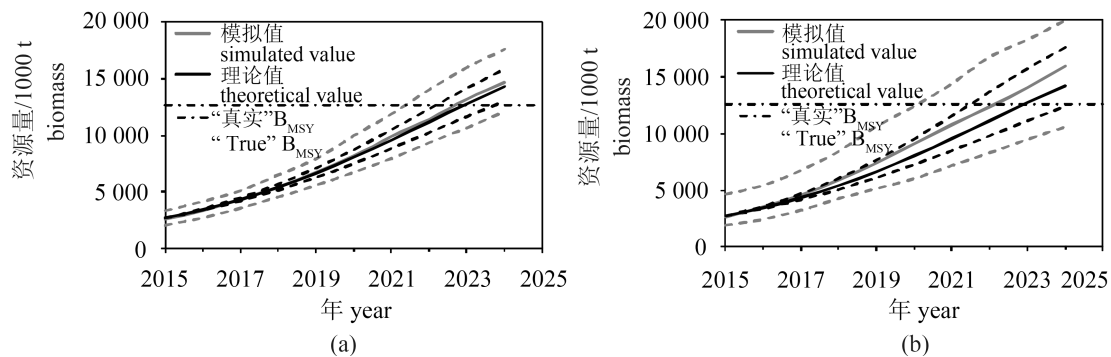


图7 采用低误差评估模型(a)和高误差评估模型(b)估计并确定的最佳捕捞死亡系数时, 操作模型预测的2015—2014年竹筴鱼资源量

虚线表示资源量的80%置信区间

Fig. 7 The predicted biomass from 2015 to 2024 by the operating model when using the best fishing mortality estimated by (a) the low error assessing model, and (b) the high error assessing model

dash lines are the 80% the 80% confidence intervals of biomass

年才能达到 B_{MSY} 水平; TAC偏高, 如2015年TAC中值分别为219千t或222千t, 高于其模拟值和真实值。可见, 由于随机误差和过程误差的存在, 2014年捕捞死亡系数中值被高估, 因此制定的管理措施将使TAC高于预期(TAC的理论值大于其模拟值)而资源量低于预期(资源量的理论值低于模拟值), 且随机误差越大TAC和资源量与其预期的差值也越大。

随机观测误差和过程误差是不确定性的主要来源且无法避免^[15], 渔业资源的模拟研究是评估观测误差和观测误差对渔业资源评估和管理的影响的重要手段^[40-41]。本实验应用计算机模拟技术模拟了源于CPUE观测误差和源于资源量的过程误差对智利竹筴鱼资源变动及渔业管理的影响。随机观测误差和过程误差对智利竹筴鱼种群动力学、资源评估和管理均产生了影响: 资源量和 B_{MSY} 被低估而捕捞死亡系数和 F_{MSY} 被高估, 对历史资源状况的判断过于乐观, 管理措施向增加捕捞强度和TAC的方向发展, 使得渔业管理失败的风险增加。需要指出的是, 本实验假设SPRFMO统计的智利竹筴鱼渔获量完全真实, 因此没有检验渔获量观测误差对智利竹筴鱼资源评估和管理的影响, 希望今后的研究能够解决。

参考文献:

- [1] Cárdenas L, Silva, A X, Magoulas A, *et al.* Genetic population structure in the Chilean jack mackerel, *Trachurus murphyi* (Nichols) across the South-eastern Pacific Ocean [J]. *Fisheries Research*, 2009, 100(2): 109-115.
- [2] Arcos D F, Cubillos L A, and Núñez S P. The jack mackerel fishery and El Niño 1997-98 effects of Chile [J]. *Progress in Oceanography*, 2001, 49(1): 597-617.
- [3] Cubillos L A, Paramo J, Ruiz P, *et al.* The spatial structure of the oceanic spawning of jack mackerel (*Trachurus murphyi*) off central Chile (1998-2001) [J]. *Fisheries Research*, 2008, 90(1-3): 261-270.
- [4] 张敏, 邹晓荣. 大洋性竹筴鱼渔业 [M]. 北京: 中国农业出版社, 2011.
Zhang M, Zou X R. Oceanic jack mackerel fisheries [M]. Beijing: China Agriculture Press, 2011 (in Chinese).
- [5] South Pacific Regional Fisheries Management Organization (SPRFMO). Report of the science working group [R]. Port Vila: The tenth Science Working Group of SPRFMO, 19-23 September 2011, Vanuatu. 2011.
- [6] SPRFMO. The second report of the Scientific Committee [R]. Honolulu: The second Scientific Committee Meeting of SPRFMO, 1-7 October 2014, USA. 2011.
- [7] Evseenko S A. Reproduction of the Peruvian jack mackerel, *Trachurus symmetricus murphyi*, in the southern Pacific [J]. *Journal of Ichthyology*, 1987, 27: 151-160.
- [8] Kochin P N. Age determination and estimate of growth rate for the Peruvian jack mackerel, *Trachurus symmetricus murphyi* [J]. *Journal of Ichthyology*, 1994, 34(3): 39-50.
- [9] 张敏, 邹晓荣, 季星辉, 等. 东南太平洋公海水域智利竹筴鱼探捕及其商业开发前景探讨被引量 [J]. *水产学报*, 2005, 29(3): 386-391.
Zhang M, Zou X R, Ji X H, *et al.* Discussion on exploratory fishing of Chilean jack mackerel (*Trachurus murphyi*) in the open sea of the southeast Pacific and prospect of its commercial exploitation [J]. *Journal of Fisheries of China*, 2005, 29(3): 386-391 (in Chinese).
- [10] 邹莉瑾, 张敏, 邹晓荣, 等. 东南太平洋公海智利竹筴鱼年龄与生长研究 [J]. *上海海洋大学学报*, 2010, 19(1): 61-67.
Zou L J, Zhang M, Zou X R, *et al.* Age and growth of Chilean jack mackerel (*Trachurus murphyi*) in the high sea waters of southeast Pacific [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2010, 19(1): 61-67 (in Chinese).
- [11] 周斌, 张敏, 邹晓荣, 等. 东南太平洋智利竹筴鱼卵巢发育的组织学观察 [J]. *上海海洋大学学报*, 2012, 21(5): 892-898.
Zhou B, Zhang M, Zou X R, *et al.* Histological observation on the ovary development of Chilean jack mackerel (*Trachurus murphyi*) in the southeast Pacific Ocean [J]. *Journal of Shanghai Ocean University*, 2012, 21(5): 892-898 (in Chinese).
- [12] Vásquez S, Correa-Ramírez M, Parada C, *et al.* 2013. The influence of oceanographic processes on jack mackerel (*Trachurus murphyi*) larval distribution and population structure [J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2013, 70 (6): 1097-1107.
- [13] Li G, Zou X R, Chen X J, *et al.* Standardization of

- CPUE for Chilean jack mackerel (*Trachurus murphyi*) from Chinese trawl fleets in the high seas of the Southeast Pacific Ocean [J]. Journal of Ocean University of China, 2013, 12(3): 441-451.
- [14] Zhu G P, Zhang M, Ashford J, *et al.* Does life history connectivity explain distributions of Chilean jack mackerel *Trachurus murphyi* caught in international waters prior to decline of the southeastern Pacific fishery [J]. Fisheries Research, 2014, 151: 20-25.
- [15] Caddy J F, Mahon R. Reference points for fisheries management [M]. FAO Fisheries Technical Paper, No. 347, Rome, 1995.
- [16] Chen Y, Paloheimo J E. Can a more realistic model error structure improve parameter estimation in modeling the dynamics of fish populations [J]. Fisheries Research, 1998, 38(1): 9-17.
- [17] Chen Y, Xu L X, Chen X J, *et al.* A simulation study of impacts of at-sea discarding and bycatch on the estimation of biological reference points $F_{0.1}$ and F_{max} [J]. Fisheries Research, 2007, 85(1-2): 14-22.
- [18] Reeves S A. A simulation study of the implications of age-reading errors for stock assessment and management advice [J]. ICES Journal of Marine Science, 2003, 60(2): 314-328.
- [19] Punt A E, and Donovan G P. Developing management procedures that are robust to uncertainty: lessons from the International Whaling Commission [J]. ICES Journal of Marine Science, 2007, 64(4): 603-612.
- [20] Deroba J J, Butterworth D S, Methot R D, *et al.* Simulation testing the robustness of stock assessment models to error: some results from the ICES strategic initiative on stock assessment methods [J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72(1): 19-30.
- [21] Li G, Zou X R. National report of China to the 2014 SPRFMO science committee [R]. Honolulu: The second scientific committee meeting of SPRFMO, 1-7 October 2014, USA. 2014.
- [22] Hilborn R, Walters C J. Quantitative fisheries stock assessment choice, dynamics and uncertainty [M]. Boston: Kluwer Academic Publishers, 2001.
- [23] Haddon M. Modelling and quantitative methods in fisheries (second edition) [M]. Boca Raton, London, New York: CRC Press, 2011.
- [24] Jiao Y, Chen Y. An application of generalized linear model in production model and sequential population analysis [J]. Fisheries Research, 2004, 70(2-3): 367-376.
- [25] Punt A E, Szuwalski C. How well can F_{MSY} and B_{MSY} be estimated using empirical measures of surplus production [J]. Fisheries Research, 2012, 134-136: 113-124.
- [26] Prager M H. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model [J]. Fishery Bulletin, 1994, 92(3):74-89.
- [27] Punt A E, and Hilborn R. BAYES-SA: Bayesian stock assessment methods in fisheries. User's manual [J]. FAO Computerized Information Series (Fisheries), No.12, Rome, FAO.2001.
- [28] 李纲, 陈新军, 官文江. 基于贝叶斯方法的东、黄海鲈鱼资源评估及管理策略风险分析 [J]. 水产学报, 2010, 34(5): 740-750.
- Li G, Chen X J, Guan W J. Stock assessment and risk analysis of the alternative management strategies for Chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and Yellow Sea using a bayesian approach [J]. Journal of Fisheries of China, 2010, 34 (5): 740-750 (in Chinese).
- [29] Sullivan K J. The estimation of parameters of the multispecies production model [R]. ICES Marine Science Symposia, 1991,193:185-193.
- [30] Cao J, Truesdell S B, Chen Y, *et al.* Impacts of seasonal stock mixing on the assessment of Atlantic cod in the Gulf of Maine [J]. ICES Journal of Marine Science, 2014, 71 (6): 1443-1457.
- [31] Guan W J, Cao J, Chen Y, *et al.* Impacts of population and fishery spatial structures on fishery stock assessment [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2013, 70(8): 1178-1189.
- [32] SPRFMO. 2011 interim measures for pelagic fisheries [R]. Colombia The second session of the preparatory conference for the establishment of the commission of the South Pacific Regional Fisheries Management Organization. Cali, 24-28 January. 2011.
- [33] SPRFMO. Commission report of the third meeting of the commission of the South Pacific Regional Fisheries Management Organization [R]. Auckland, New Zealand, 2-6 February, 2015.
- [34] Cooper A B. A guide to fisheries stock assessment: from data to recommendations [M]. University of New

- Hampshire, Sea Grant College Program, 2006.
- [35] Ludwig D, Walters C J. A robust method for parameter estimation from catch and effort data [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1989, 46(1): 37-44.
- [36] FAO Code of conduct for responsible fisheries [M]. Rome: FAO. 1995.
- [37] Sethi S A. Risk management for fisheries [J]. Fish and Fisheries, 2010, 11(4): 341-365.
- [38] FAO. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions [M]. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 2, Rome: FAO. 1996.
- [39] Bruyn P, Murua H, and Aranda M. The precautionary approach to fisheries management: How this is taken into account by tuna regional fisheries management organisations (RFMOs) [J]. Marine Policy, 2013, 38(2):397-406.
- [40] Linton B C, and Bence J R. Evaluating methods for estimating process and observation error variances in statistical catch-at-age analysis [J]. Fisheries Research, 2008, 94(1): 26-35.
- [41] Deroba J J, and Schueller A M. Performance of stock assessments with misspecified age- and time-varying natural mortality [J]. Fisheries Research, 2013, 146(5): 27-40.

Stock assessment and harvest control rules simulation for jack mackerel (*Trachurus murphyi*) in the southeast Pacific

ZOU Lijin^{1,2,3,4}, ZOU Xiaorong^{1,2,3,4}, GUAN Wenjiang^{1,2,3,4}, ZHANG Min^{1,2,3,4}, LI Gang^{1,2,3,4*}

(1. College of Marine Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

2. National Engineering Research Center for Oceanic Fisheries, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

3. Collaborative Innovation Center for Distant-water Fisheries, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

4. Scientific Observing and Experimental Station of Oceanic Fishery Resources, Ministry of Agriculture, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: Observation errors and process errors are the main source for the uncertainties of the biomass dynamics model. These errors are harmful to fisheries management because they can lead to biased estimation for some key management quantities such as biomass, fishing mortality and their related biological reference points. Simulation approach has been widely used to examine the effects of observed and process errors and evaluate the ability of the stock assessment model for providing robust catch advice. In this study, we use simulation approach to examine and quantify the impacts of observation and process errors on the population dynamics, assessment and management of Chilean jack mackerel in the southeast Pacific. Based on the biomass dynamics model and real catch and catch per unit fishing effort (CPUE) data, the operating model was built to describe the “true” population dynamics and fisheries for jack mackerel stock, and generate “true” time-series CPUE data. Assuming errors in CPUE has lognormal distribution, 100 sets of simulated time-series CPUE data were generated respectively by adding low level and high level random errors to the “true” CPUE. The assessing model was also based on the biomass dynamics model but low and high level process errors were added by setting low and high coefficient of variation, CV. We refer to the assessing model as “high” error when both observed and process errors were subject to high level and “low” error when both errors were subject to low level. Relative errors (RE) of biomass, fishing mortality, B_{MSY} and F_{MSY} were used to measure the disparity between the operating model and assessment model. Constant fishing mortality rate was considered as harvest control rules. Four constant fishing mortality scenarios with current level (F_{2014}) and at 1.25, 0.75 and 0.5 were input to operating model and assessing models to do projections respectively. The results of the projections of the operating and assessing models were compared to analyze the impacts of random observed and process errors on the “true” and simulated population dynamics. The

management advice derived from the assessing models, i.e., values of a certain level of F_{2014} estimated by the assessing models, was employed to the “true” population and the projections were done again to predicted biomass and total allowable catch (TAC). We refer to these predicted biomass and TAC as the theoretical biomass and TAC. The “true” population dynamics and fisheries showed that jack mackerel biomass was less than 50% B_{MSY} during the period of 1997-2014 while fishing mortality rate was greater than F_{MSY} except the last three years. The estimated parameters instantaneous growth rate r and hatchability coefficient q by assessing model were greater than those by operating model, but carry capacity K and biomass of the first year (B_{1997}) were smaller than that by the operating model. Median REs of biomass and B_{MSY} were negative while median REs of fishing mortality rate and F_{MSY} were positive, and absolute value of these median REs were proportional to the error level. These results indicated that B_{MSY} and time-series biomass were overestimated, and F_{MSY} as well as time-series fishing mortality rate were underestimated because of the observed and process errors, and the degree of over- or under- estimation related to the error level. The projections of operating and assessing models showed that simulated biomass trend in the future ten years (from 2015 to 2024) will increase for all the four fishing mortality rate scenarios, but the increase rate or the recovery rate of jack mackerel biomass will decrease with the fishing mortality rate increasing, i.e., the stock needs more time to reach the level of B_{MSY} . The predicted biomass and TAC in future by the assessing model were overestimated when compared to the “true” future biomass predicted by the operating model. Furthermore, the predicted annual TAC, biomass and the 80% confidence intervals of biomass by the high error assessing model were greater than those predicted by the low error assessing model. When the values of the four level F_{2014} estimated by the lower and high error assessing models were input to the operating model, the predicted theoretical biomass, ratio between biomass and B_{MSY} and TAC in future ten years were less than their simulated and “true” values. The projection results of low and high error assessing model indicated that the fishing mortality rate was set to $0.5F_{2014}$ (equal to 0.073 and 0.074 for the low and high error assessing model respectively) in future was best for the jack mackerel stock. Under this fishing mortality rate (0.073 and 0.074), jack mackerel biomass is lower than the simulated and “true” biomass. Although the theoretical value will still increase, the rate of increase will be slow and the stock can recover until the year of 2023. On the other side, the theoretical TAC which means the actual catch for the fisheries, are higher than the expected TAC (i.e., the simulated TAC). Moreover, the higher the error level is, the bigger differences between the theoretical and simulated biomass and TAC are, and this can result in the increase of risk that the jack mackerel stock will be overfished with overfishing.

Key words: *Trachurus murphyi*; simulation approach; stock assessment; harvest control rules; the southeast Pacific

Corresponding author: LI Gang. E-mail: g-li@shou.edu.cn

Funding Projects: National Key Technologies Research and Development Program of China (2013BAD13B01) and National High Technology Research and Development program of China (2012AA092301)