

DOI: 10.19663/j.issn2095-9869.20180611001

http://www.yykxjz.cn/

石永闯, 朱清澄, 黄硕琳, 花传祥. 基于贝叶斯 Schaefer 模型的西北太平洋秋刀鱼资源评估和管理. 渔业科学进展, 2019, 40(5): 1-10

Shi YC, Zhu QC, Huang SL, Hua CX. Stock assessment of Pacific suary (*Cololabis Saira*) in the Northwest Pacific using a Bayesian Schaefer model. Progress in Fishery Sciences, 2019, 40(5): 1-10

基于贝叶斯 Schaefer 模型的西北太平洋 秋刀鱼资源评估和管理*

石永闯¹ 朱清澄^{2,3,4①} 黄硕琳^{1,2,5} 花传祥^{2,3,4}

(1. 上海海洋大学海洋文化与法律学院 上海 201306; 2. 上海海洋大学海洋科学学院 上海 201306;
3. 上海海洋大学国家远洋渔业工程技术研究中心 上海 201306; 4. 上海海洋大学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 201306; 5. 上海海洋大学海洋政策与法律研究所 上海 201306)

摘要 秋刀鱼(*Cololabis saira*)是西北太平洋温带海域的主要捕捞对象之一,也是西北太平洋渔业重要的组成部分。本研究根据北太平洋渔业委员会(NPFC)统计的 2003~2017 年渔获量数据以及中国秋刀鱼组织提交的单位捕捞努力渔获量数据(Catch per unit effort, CPUE),基于贝叶斯 Schaefer 剩余产量模型,分基准方案和敏感性分析方案对西北太平洋秋刀鱼资源状况进行了评估,并对其管理策略做了风险分析。结果显示,基准方案和敏感性分析方案下模型参数预测值以及生物学参考点估计值比较相近。在基准方案下,估算的最大可持续产量(Maximum sustainable yield, MSY)为 75.26×10^4 t,最大可持续产量的资源量 B_{MSY} 为 240.14×10^4 t,此时的捕捞死亡率为 0.32。在敏感性分析方案下,估算的最大的可持续产量 MSY 为 70.03×10^4 t,最大可持续产量的资源量 B_{MSY} 为 232.53×10^4 t,此时的捕捞死亡率为 0.31。该海域秋刀鱼资源状况良好,未经受过度捕捞。风险评估分析表明,为使秋刀鱼资源可持续利用,需将捕获率设定在 0.3 左右。

关键词 秋刀鱼; 贝叶斯 Schaefer 模型; 资源评估与管理; 西北太平洋

中图分类号 S932.4 **文献标识码** A **文章编号** 2095-9869(2019)05-0001-10

秋刀鱼(*Cololabis saira*)是一种中上层小型洄游性鱼类,在北太平洋温带和亚热带水域中均广泛分布(Watanabe *et al.*, 1988; Tiana *et al.*, 2004; Nakaya *et al.*, 2010),, 中国大陆、中国台湾、韩国、俄罗斯、日本和瓦努阿图为秋刀鱼的主要生产国和地区(汤振明等, 2004; 花传祥等, 2017)。中国大陆于 2003 年首次组织秋刀鱼渔船在西北太平洋海域进行资源探捕调查,其产量在 2014 年达到历史最高,为 7.6×10^4 t(贺波等, 2012; 石永闯等, 2016)。近年来,世界秋刀鱼渔业规

模不断扩大,渔船数量和捕捞量不断增加,其资源养护引起了全球学者的广泛关注。北太平洋渔业委员会(NPFC)于 2015 年成立秋刀鱼工作组对其资源状况进行了初步研究。

随着计算机技术的发展,越来越多的复杂模型,如: Stock Synthesis 3 模型(SS3) (Methot *et al.*, 2013; 朱江峰等, 2017)、Age-structured assessment program (ASAP) (Legault *et al.*, 1998; 朱江峰等, 2014)、实际种群分析(Virtual population analysis, VPA) (Gulland,

* 国家科技支撑计划(2013BAD13B05)资助 [This work was supported by National Key Technology Support Program (2013BAD13B05)]. 石永闯, E-mail: syc13052326091@163.com

① 通讯作者: 朱清澄, 教授, E-mail: qczhu@shou.edu.cn

收稿日期: 2018-06-11, 收修改稿日期: 2018-08-30

1965), 被应用于渔业资源评估中, 但以上模型均依赖准确的生物学研究和较长时间序列的渔获数据, 不适用于数据缺乏的渔业资源评估中(Nokome, 2013)。剩余产量模型(Surplus production models)是应用最广泛的评估模型之一(Gras *et al.*, 2014), 该模型仅需渔获量和单位捕捞努力量渔获量(Catch per unit effort, CPUE)或捕捞努力量数据, 在缺乏年龄结构数据的渔业下往往能得到较好的资源评估结果(Punt, 2011; Ludwig *et al.*, 2011; Zhang, 2013)。由于剩余产量模型结构简单, 关键参数的错误估计会直接影响资源评估结果, 如: 内禀增长率 r 、环境容纳量 K 等, 而以上参数均依赖于准确的生物学研究, 难以获得。贝叶斯方法充分考虑了模型和参数值的不确定性, 提高了模型结果的容错性和可靠性, 在渔业资源评估中被广泛运用(Chen *et al.*, 1999)。Punt 等(1997)对贝叶斯在渔业资源评估中应用方法进行了讨论。Stobberup 等(2006)运用贝叶斯生物量动态模型对佛得角海域鲆鱼(*Decapterus macarellus*)资源状况进行了评估。国内方面, 李纲等(2010)基于贝叶斯 Schaefer 剩余产量模型, 对东海和黄海鲈鱼(*Scomber japonicus*)资源状况进行了评估。陆化杰等(2013)和许骆良等(2015)使用贝叶斯 Schaefer 剩余产量模型分别对阿根廷滑柔鱼(*Illex argentinus*)和东南太平洋茎柔鱼(*Dosidicus gigas*)的资源状况进行了评估和风险分析。基于贝叶斯 Schaefer 剩余产量模型已在其他中上层鱼类中广泛使用, 对于数据有限短生命周期鱼类能进行有效评估(陈新军等, 2011; 冯波等, 2014)。秋刀鱼作为西北太平洋海域重要捕捞对象之一, 国内外关于其资源状况的研究仍处于初级阶段, 还未见有关秋刀鱼资源状况的研究报道。因此, 开展西北太平洋秋刀鱼资源状况评估研究, 对该资源的养护和管理有重要意义, 也体现了我国作为 NPFC 成员国积极的履约态度。

本研究依据中国 2003~2017 年西北太平洋秋刀鱼资源丰度数据以及 NPFC 统计的秋刀鱼渔获量数据, 基于贝叶斯 Schaefer 剩余产量模型, 分基准方案和敏感性分析方案对西北太平洋秋刀鱼资源进行评估, 并对管理措施可能存在的风险进行分析, 以期秋刀鱼资源的合理开发利用和管理提供理论支持。

1 材料与方法

1.1 数据来源

本研究使用总渔获量数据来自于 NPFC 统计的 2003~2017 年中国大陆、中国台湾、日本、韩国和瓦努阿图秋刀鱼产量数据, 资源丰度指数数据(CPUE)

来自于上海海洋大学秋刀鱼技术组, 该数据为中国秋刀鱼渔业标准化 CPUE 数据, 代表每天的捕捞量, 时间跨度为 2003~2017 年, 数据详见表 1。

表 1 西北太平洋秋刀鱼 CPUE 和产量
Tab.1 Catch and standardized CPUE data of *Cololabis saira* in the Northwest Pacific Ocean

年份 Year	总渔获量 Catch (10^4 t)	CPUE (t/d)
2003	44.4642	10.3
2004	36.94	5.6
2005	47.3907	11.2
2006	39.4093	7.9
2007	52.0207	—
2008	61.7509	6.5
2009	47.2177	6.2
2010	42.9808	5.4
2011	45.6263	4.9
2012	46.0544	20.1
2013	42.2281	14.8
2014	62.7178	13.7
2015	35.4806	15.2
2016	36.1652	9.4
2017	26.5636	9.2

—: 数据缺失

—: Missing data

1.2 剩余产量模型和似然函数

Schaefer 模型是剩余产量模型中运用较广泛的模型, 通过对内禀增长率和环境容纳量等参数的估算来评估资源状况, 其模型表达式为:

$$B_t = B_{t-1} + rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{K}\right) - C_{t-1} \quad (1)$$

$$I_t = qB_t e^{\varepsilon_t} \quad \varepsilon_t \in N(0, \sigma^2) \quad (2)$$

式中, B_t 为 t 年的资源量, r 为内禀自然增长率, K 为环境最大容纳量, 为 $t-1$ 年的渔获量, q 为可捕系数。 r 、 K 、 q 和初始资源量 B_0 为模型的参数。剩余产量模型假设最初一年的资源量 B_0 等于环境容纳量 K , 由于本研究资源评估起始时间为 2003 年, 而该海域秋刀鱼渔业开始于 2003 年之前, 李拜等(2017)估算 2003 年秋刀鱼资源量为 200.4×10^4 t, 为充分考虑其不确定性, 将 B_0 看作变化的参数, 经修正 $B_0 \sim U(160, 240)$ 。

假设 CPUE 和资源量成正比, 且观测误差服从对数正态分布, 则似然函数表达式为:

$$L(I|\theta) = \prod_{t=2003}^{2017} \frac{1}{I_t \sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{[\ln(I_t) - \ln(qB_t)]^2}{2\sigma^2}\right) \quad (3)$$

1.3 模型参数先验分布设定

先验分布分为有信息的(Informative priors)先验分布和无信息的(Non-informative priors)先验分布, 先验分布设定会影响模型参数的后验分布(李纲等, 2010)。在秋刀鱼的资源评估中, 由于以往研究资料和相关参数的先验信息较少, 因此, 采用均匀分布作为基准方案的先验分布比较合理。另外, 考虑到环境因素对西北太平洋秋刀鱼资源量的影响(张孝民等, 2015), 将模型的参数 r 、 K 、 q 视为存在变化。

本研究对模型的先验分布提出基准方案和敏感性分析方案, 设立敏感性分析方案是为了验证观测数据是否对模型参数的后验分布提供足够多的信息(陈新军等, 2011)。根据李拜(2017)等对秋刀鱼资源评估的相关研究, 参数 r 、 K 、 q 的基准方案的先验分布设定为均匀分布 $r \sim U(0.01, 3)$, 均匀分布 $K \sim U(200, 2000)$, 均匀分布 $q \sim U(0.0001, 0.01)$; 敏感性检验方案的先验分布设定为正态分布 $r \sim N(0, 0.752)$, 正态分布 $K \sim N(435, 256)$, 对数均匀分布 $\lg(q) \sim U(-7, 0)$, 见表 2。

表 2 剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的先验概率分布
Tab.2 Scenarios for different settings of prior distributions for parameters of the surplus production model

方案 Scenario	内禀增长率 r Intrinsic rate of natural increase	承载力 K Carrying capacity (10^4 t)	可捕系数 q Fishing coefficient
基准方案 Base case	$U(0.01, 3)$	$U(200, 2000)$	$U(0.0001, 0.01)$
敏感性分析 方案 Sensitivity analysis case	$N(0, 0.752)$	$N(435, 2562)$	$\lg(q) \sim U(-7, 0)$

1.4 模型后验分布的计算

利用 MCMC(蒙特卡罗马尔科夫链)计算模型参数 r 、 K 、 q 。MCMC 迭代计算的初始值设定(表 3)分别为 $r=1$ 、 $K=1000$ 、 $q=0.05$ 。一共进行 20000 次运算, 前 10000 次舍弃, 后 10000 次每 10 次保存一次结果。

1.5 生物参考点估算

生物学参考点(Biological reference points, BRP)是从生物学的角度描述或衡量资源开发状态的指标, 分为目标参考点(Target reference points, TRP)和限制参考点(Limit reference point, LRP)。目标参考点是渔业管理的目标, 而限制参考点则是渔业管理中应该避免的状态(Jackson *et al*, 1994; Caddy *et al*, 1998)。本研究涉及到的生物学参考点有 F_{MSY} 、 B_{MSY} 、 $F_{0.1}$ 和

MSY (Maximum sustainable yield, 最大可持续产量)。 F_{MSY} 和 B_{MSY} 分别指渔业达到 MSY 水平时对应的捕捞死亡系数和生物量, $F_{0.1}$ 表示平衡渔获量和捕捞死亡系数关系曲线最大斜率的 10%对应的捕捞死亡系数。用以下式子表示:

$$F_{MSY} = \frac{r}{2} \quad (4)$$

$$F_{0.1} = 0.45r \quad (5)$$

$$MSY = \frac{rK}{4} \quad (6)$$

$$B_{MSY} = \frac{K}{2} \quad (7)$$

表 3 MCMC 计算剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的初始值设定

Tab.3 Initial value for r , K , q of surplus production model of MCMC iterations

方案 Scenario	内禀增长率 r Intrinsic rate of natural increase	承载力 K Carrying capacity (10^4 t)	可捕系数 q Fishing coefficient (10^{-4})
基准方案 Base case	1	1000	0.05
敏感性分析 方案 Sensitivity analysis case	1	1000	0.05

以 $F_{0.1}$ 作为捕捞死亡系数的目标参考点 F_{tar} , 以 F_{MSY} 作为限制参考点 F_{lim} ; 将 B_{MSY} 作为资源量的目标参考点 B_{tar} , $B_{MSY}/4$ 作为限制参考点 B_{lim} 。这些目标参考点可以预测该种群资源状况, 当捕捞死亡系数 $F > F_{lim}$ 时, 说明该资源正处于过度捕捞(Overfishing), 反之, 则没有遭受过度捕捞; 当其资源量 $B < B_{lim}$ 时, 则说明该资源量水平很低, 已经处于过度捕捞状态(Overfished), 反之则未处于过度捕捞状态。

1.6 确定备选管理策略

参考陆化杰等(2013)和许骆良等(2015)的管理策略研究, 本研究选择收获率作为西北太平洋秋刀鱼资源管理策略, 备选的收获率分别设定为 0.1、0.2、0.3、0.4、0.5、0.6、0.7 和 0.8。未来第 t 年的捕捞量通过下式进行计算:

$$C_t = h_t \times B_t \times e^\varepsilon \quad (8)$$

式中, C_t 表示第 t 年的捕捞量, h_t 为设定的收获率, ε 为误差项, $\varepsilon \in N(0, 1^2)$

1.7 资源管理效果评价以及风险分析

渔业资源评估的结果通常受测量、过程、模型等误差影响,存在不确定性,因此,对不同管理策略的风险分析尤为重要(Chen *et al.*, 1998)。假设管理策略实施从2018年开始,持续15年,到2032年管理结束。建立的效果评价和风险分析指标有:

- (1)管理结束时(2032年)的资源量期望值;
- (2)管理结束当年(2032年)的捕捞量期望值;
- (3)2032年西北太平洋秋刀鱼资源量与 B_{MSY} 之比的期望(B_{2032}/B_{MSY});
- (4)2032年秋刀鱼资源量的衰减率(Depletion),即管理后,2032年秋刀鱼资源量与 K 的比例(B_{2032}/K);
- (5)管理期间资源量最小值 B_{min} ;
- (6)管理结束当年(2032年)资源量大于目标参考

点的概率 $P(B_{2032}>B_{tar})$;

(7)管理结束当年(2032年)资源量小于限制参考点的概率 $P(B_{2032}<B_{lim})$ 。

计算机模拟过程可参见陈新军等(2011),本研究不再详述。

2 结果

2.1 模型参数后验分布与先验分布的比较及其估计值

图1为不同方案下模型参数的抽样过程以及先验概率分布与后验概率分布的对比。由图1可知,基准方案和敏感性分析方案下的参数后验分布差异不大,而且2种方案下的模型参数 r 、 K 和 q 的后验分布都明显区别于先验分布,这都表明了模型参数后验

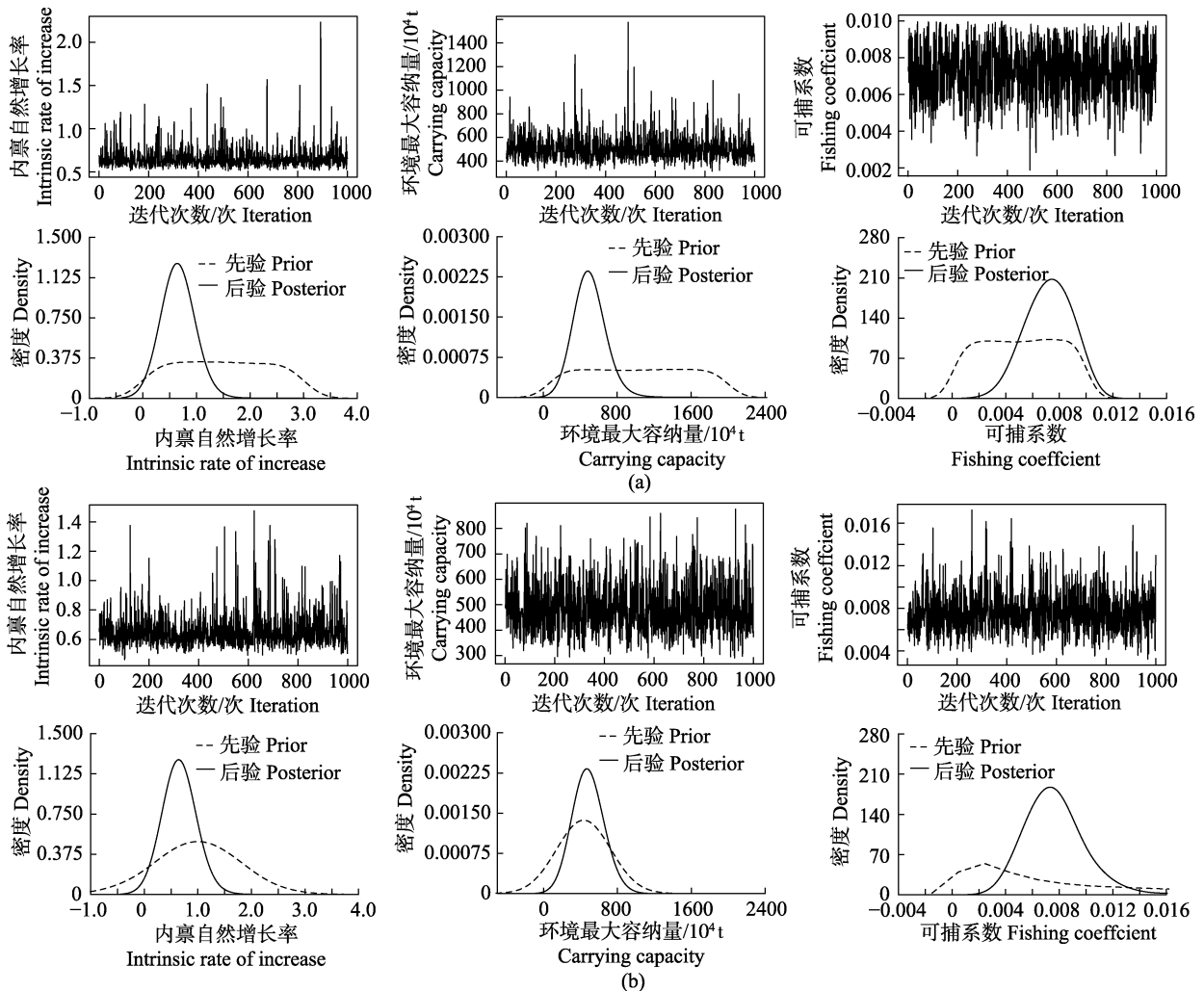


图1 参数的模拟和后验分布

Fig.1 Simulation and posterior distribution of parameters

a. 基准方案; b. 敏感性分析方案

a. Standard scenario; b: Sensitivity analysis scenario

分布的结果受其先验分布的影响较小, 而渔业数据对参数的后验分布概率影响较大。

模型估计的参数估计值见表 4, 可以看出 2 种方案下, 内禀增长率 r 的后验分布均值无明显差异, 估计值分别为基准方案 0.69, 敏感性分析方案 0.64; 基准方案的环境最大容纳量 K 的估计值比敏感性分析方案的要大, 分别是 500.52×10^4 t 和 485.62×10^4 t; 2 种方案下可捕率 q 的估计值差异同样不大, 变异系数相差较小。

2.2 秋刀鱼资源状况与生物学参考点比较

图 2 为 2 种假设方案下 2003~2017 年西北太平洋秋刀鱼资源量状况与生物学参考点的关系图。由图 2 可知, 2003~2017 年间的资源量均高于限制参考点 B_{lim} , 并且 2003 年以后每年的资源量均高于目标参考点 B_{tar} ; 捕捞死亡率方面, 2003~2017 年间该海域的捕捞死亡率均低于限制参考点 F_{lim} 和目标参考点 F_{tar} , 说明该海域目前的秋刀鱼资源量处于较好的水平, 未经受过度捕捞。2006 年以来, 该海域每年资源量以及开发利用状况变化不大, 均在一定的范围内波动。

由表 5 可知, 在基准方案下, 估算的最大可持续产量 MSY 为 75.26×10^4 t, 最大可持续产量的资源量 B_{MSY} 为 248.96×10^4 t, 此时的捕捞死亡率为 0.32。在

敏感性分析方案下, 估算的最大可持续产量 MSY 为 70.03×10^4 t, 最大可持续产量的资源量 B_{MSY} 为 240.25×10^4 t, 此时的捕捞死亡率为 0.31。2 种方案下估算的各个生物学参考点的值比较接近, 最大可持续产量均在 70×10^4 t 以上, 根据各个国家和地区的渔获量数据显示, 2003~2017 年期间, 该海域的总渔获量均低于最大可持续产量。由表 6 对比发现, 本研究与日本及中国台湾使用贝叶斯空间状态模型 (Bayesian state-space production model, BSSPM) 得出的各项参数估计和生物学参考点存在一定的差异, 这可能与使用了不同的模型以及原始数据有关。

2.3 秋刀鱼资源管理决策分析

表 7 为 2 种方案下管理决策以及风险分析指标。基准方案和敏感性分析方案的各项风险分析指标差异不大, 各项指标值均比较接近。最大渔获量的期望值方面: 2 种方案下的 2032 年最大渔获量期望值都是在收获率等于 0.3 的情况下获得的, 这说明将收获率维持在 0.3 时, 管理期结束时将会获得最大的持续渔获量。 B_{2032}/B_{MSY} 和 B_{2032}/K 指标方面: 当收获率在 0.3 以下时, 2 种方案下的 B_{2032}/B_{MSY} 比值均大于 1, B_{2032}/K 比值都在 0.5 以上。相反当收获率高于 0.3 时, 2 种方案下的 B_{2032}/B_{MSY} 比值均小于 1, B_{2032}/K 比值

表 4 模型相关参数的估计值
Tab.4 The estimated values of model parameters

方案 Scenario	参数 Parameter	中值 Median	平均值 Mean	变异系数 CV	2.5%分位数 2.5% quantile	25%分位数 25% quantile	75%分位数 75% quantile	97.5%分位数 97.5% quantile
基准方案 Base case	r	0.65	0.69	0.19	0.54	0.60	0.72	0.94
	$K(10^4t)$	480.53	500.52	0.22	355.21	424.52	556.71	782.99
	q	0.0071	0.0072	0.21	0.0042	0.0063	0.0085	0.0099
敏感性分析方案 Sensitivity analysis case	r	0.61	0.64	0.18	0.51	0.56	0.63	0.91
	$K(10^4t)$	468.78	485.62	0.22	320.93	408.23	534.83	738.32
	q	0.0073	0.0076	0.24	0.0041	0.0062	0.0088	0.0127

表 5 不同方案下估算的生物学参考点
Tab.5 Biology reference points under different scenarios

方案 Scenario	参数 Parameter	中值 Median	均值 Mean	变异系数 CV	2.5%分位数 2.5% quantile	25%分位数 25% quantile	75%分位数 75% quantile	97.5%分位数 97.5% quantile
基准方案 Base case	$MSY(10^4t)$	75.26	82.92	0.32	54.03	65.89	91.81	154.72
	F_{MSY}	0.32	0.33	0.20	0.25	0.29	0.35	0.46
	$F_{0.1}$	0.28	0.31	0.20	0.24	0.26	0.31	0.45
	$B_{MSY}(10^4t)$	240.14	248.96	0.22	178.02	217.53	276.12	379.21
敏感性分析方案 Sensitivity analysis case	$MSY(10^4t)$	70.03	75.49	0.32	45.84	60.62	88.83	137.83
	F_{MSY}	0.31	0.32	0.18	0.26	0.29	0.35	0.47
	$F_{0.1}$	0.28	0.30	0.18	0.23	0.26	0.31	0.43
	$B_{MSY}(10^4t)$	232.53	240.25	0.21	159.42	202.35	266.24	368.13

都在 0.5 以下，且当收获率等于 0.3 时， B_{2032}/B_{MSY} 比值接近于 1， B_{2032}/K 的比值接近 0.5，即此时的资源量与最大可持续产量下的资源量十分相近。概率 $P(B_{2032}>B_{MSY})$ 和概率 $P(B_{2032}<B_{MSY}/4)$ 方面；收获率 0.3 和 0.4 的概率 $P(B_{2032}>B_{MSY})$ 结果相差甚大，当收获率为 0.3 时，2 种方案下的 $P(B_{2032}>B_{MSY})$ 均在 0.6 左右，收获率为 0.4 时， $P(B_{2032}>B_{MSY})$ 急速下降，概率只有 0.054 (基准方案) 和 0.091 (敏感性分析方案)，说明秋刀鱼的资源状况对收获率的敏感性很强，收获率的值发生细微变化将会对资源状况产生巨大的影响。综合

上述三个方面，当收获率为 0.3 时，资源量将处于较高水平，可获得持续的最大渔获量，且不会出现资源崩溃，是渔业管理的最佳决策。

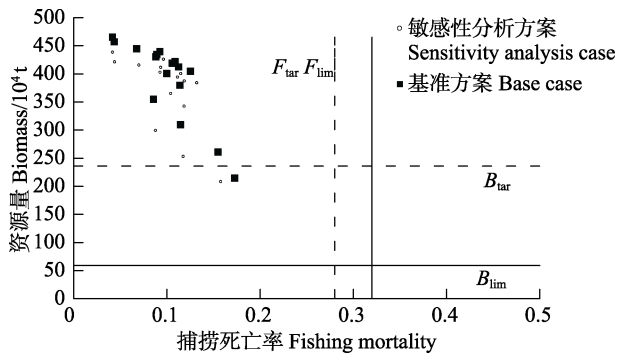


图 2 2003~2017 年秋刀鱼资源状况与生物学参考点的关系

Fig.2 Relationship between *Cololabis saira* stock and biological reference points from 2003 to 2017 under different scenarios

表 6 Schaefer 模型与日本及中国台湾使用贝叶斯空间状态模型(BSSPM)的主要参数估计值比较

Tab.6 Comparison of the estimated key parameters between this research and Japan, and Taiwan of China using Bayesian state-space biomass dynamic model

参数 Parameter	贝叶斯空间状态模型(日本)		贝叶斯空间状态模型(中国台湾)	
	1	2	BSSPM (Japan)	BSSPM (Taiwan, China)
$K(10^4t)$	500.52	485.62	579.4	462.80
r	0.69	0.64	0.97	0.73
$MSY(10^4t)$	75.26	70.03	62.2	60.67
F_{MSY}	0.32	0.31	0.25	0.33
$B_{MSY}(10^4t)$	240.14	232.53	265.5	224.8
$B_{2015}(10^4t)$	400.17	375.02	364.9	307
F_{2015}	0.10	0.11	0.11	0.13
B_{2016}/K	0.81	0.82	0.70	0.70
B_{2016}/B_{MSY}	1.65	1.65	1.53	1.44
F_{2015}/F_{MSY}	0.32	0.33	0.52	0.43

注：1 为基准方案；2 为敏感性分析方案

Note: 1: Standard scenario; 2: Sensitivity analysis scenario

表 7 两种方案下管理决策以及风险分析指标

Tab.7 Summary statistics of the estimated index for management and risk analysis under the two scenarios

方案 Scenarios	收获率 Harvest rate	2032 年资源量 Biomass in 2032 ($10^4 t$)	2032 年渔获量 Catch in 2032 ($10^4 t$)	B_{2032}/B_{MSY}	B_{2032}/K	B_{min}	概率 $P(B_{2032}$	概率 $P(B_{2032}$
							$>B_{MSY})$ Probability	$<B_{MSY}/4)$ Probability
基准方案 Base case	0.1	418.233	41.823	1.612	0.801	262.273	1.000	0.000
	0.2	341.622	68.324	1.329	0.662	207.372	0.998	0.000
	0.3	260.634	78.190	1.108	0.503	138.953	0.625	0.000
	0.4	186.873	74.749	0.703	0.361	80.270	0.054	0.000
	0.5	114.940	57.470	0.479	0.228	38.425	0.013	0.020
	0.6	59.291	35.575	0.228	0.131	12.935	0.006	0.646
	0.7	24.623	17.236	0.112	0.048	3.933	0.001	0.939
	0.8	8.402	6.722	0.031	0.015	0.381	0.000	0.988
敏感性分析 方案 Sensitivity analysis case	0.1	410.205	41.021	1.620	0.862	228.528	1.000	0.000
	0.2	334.263	66.853	1.315	0.674	173.813	1.000	0.000
	0.3	259.163	77.749	1.103	0.527	129.604	0.652	0.000
	0.4	185.025	74.010	0.724	0.372	69.263	0.091	0.000
	0.5	116.631	58.316	0.442	0.243	35.061	0.029	0.034
	0.6	64.518	38.711	0.236	0.126	7.129	0.010	0.610
	0.7	30.830	21.581	0.115	0.059	2.720	0.004	0.891
	0.8	11.842	9.474	0.051	0.023	0.293	0.000	0.958

3 讨论

3.1 模型选择以及模型参数先验和后验概率分析

秋刀鱼是属于短生命周期的中上层鱼类, 具有生长速度快、年龄结构单一等特点, 研究表明秋刀鱼寿命一般是 2 龄(Suyama *et al.*, 2002; 花传祥等, 2017)。此外, 环境因素(海表温等)对秋刀鱼种群动态影响较大, 细微的环境变化都可能引起秋刀鱼生活史各个阶段的改变, 这将导致秋刀鱼生物学数据获取受限, 缺乏一些年龄结构、性别比例以及生长、死亡、补充等生活史信息, 使其无法利用传统的复杂评估模型对秋刀鱼资源量进行准确评估(许骆良等, 2015)。剩余产量模型具有原理简单、渔业数据需求少、模型参数少等特点(官文江等, 2013; 耿喆等, 2017; 韩青鹏等, 2018)。此类模型仅需要渔获量数据和资源丰度指数数据, 虽然剩余产量模型结构简单, 但在数据缺乏下的渔业评估中效果往往优于复杂模型(官文江等, 2014)。采用贝叶斯原理方法可以得到多组模拟数据, 降低了资源评估过程中的不确定性(McAllister *et al.*, 1997)。因此, 本研究选择基于贝叶斯的 Schaefer 剩余产量模型对秋刀鱼进行评估研究。

贝叶斯原理中一个重要的过程就是对参数设定先验分布, 先验分布的选择将直接影响到评估的结果(Chen *et al.*, 2000; McAllister *et al.*, 2001), 由于鲜有秋刀鱼资源评估的研究, 已知的生物学信息较少, 在基准方案中, r 、 K 、 q 的先验分布均使用了无信息的均匀分布, 同时设置了敏感性分析方案进行比较分析(陆化杰等, 2013)。结果表明, 无论是基准方案还是敏感性分析方案, 3 个模型参数的后验分布与其先验分布相差较大, 说明数据提供了足够多的信息; 2 种方案参数先验分布的设置不同, 但后验分布结果较类似, 说明剩余产量模型参数的先验概率对秋刀鱼资源评估的结果影响不大。这与其他学者关于头足类的贝叶斯 Schaefer 模型评估结果相类似(陈新军等, 2011; 陆化杰等, 2013; 许骆良等, 2015)。

3.2 西北太平洋秋刀鱼渔业资源开发状况和管理决策

从评估结果可以看出, 2003~2017 年间, 西北太平洋秋刀鱼的资源量保持在 $(200\sim 470)\times 10^4$ t, 数量高于 B_{lim} , 2006 年以来资源量均高于 B_{tar} 。2003 年以来, 捕捞死亡率均低于 F_{tar} , 说明秋刀鱼资源量处于较高水平, 没有经受过度捕捞, 资源状况良好。由表 6 可知, Schaefer 模型与日本和中国台湾学者的贝叶斯状态空间模型(BSSPM)的模拟结果有一定的差异, 方案 1 和方案 2 的环境最大容纳量 K 均比 BSSPM(日本)

的较低, 比 BSSPM(中国台湾)的较高; 2 个方案的内禀增长率 r 均低于 BSSPM(日本)和 BSSPM(中国台湾)。产生差异的原因可能包括以下两个方面: 一方面因为 Schaefer 模型相对较简单, 该模型只考虑了观测误差, 未考虑环境因素等引起的过程误差, 而 BSSPM 模型同时考虑了观测误差和过程误差。另一方面, 本研究的数据与日本和中国台湾的数据不同, 原始数据的不同可能会造成结果的差异。生物学参考点方面: 本研究估算的 B_{MSY} 方案 1 为 240.14×10^4 t, 方案 2 为 232.53×10^4 t, 与 BSSPM(日本)和 BSSPM(中国台湾)相比差异不大, 在可接受范围之内。2 种方案下估算的 F_{MSY} 均与 BSSPM(中国台湾)估算的基本一致, 与 BSSPM(日本)估算的有一定的差异, 原因可能是与使用的原始数据以及模型复杂程度有关。本研究估计的 MSY 方案 1 为 75.26×10^4 t, 方案 2 为 70.03×10^4 t, 高于 BSSPM(日本)和 BSSPM(中国台湾)。李拜等(2017)根据中国秋刀鱼渔业数据利用贝叶斯状态空间模型剩余产量模型对西北太平洋秋刀鱼资源状况进行了评估研究, MSY 结果为 59.35×10^4 t。综合考虑, 本研究认为 MSY 应设在 $(55\sim 75)\times 10^4$ t 之间比较合理。

研究认为, 基准方案下, 当收获率为 0.3 时, 管理结束可得到最大持续产量 78.190×10^4 t, 敏感性分析方案下同样也是在收获率为 0.3 时得到最大持续产量 77.749×10^4 t。当收获率为 0.4 时, 虽然没有资源崩溃的可能性 [$P(B_{2030}<B_{MSY}/4)=0$], 但概率 $P(B_{2030}>B_{MSY})=0.054$, 资源量高于最大可持续产量的概率过低, 说明资源量已经开始处于较低水平, 如若长期以收获率为 0.4 的水平进行捕捞, 该海域秋刀鱼资源存在过度捕捞乃至资源崩溃的危险。当收获率低于 0.3 时, 资源量稳定在 B_{MSY} 以上, 资源得到良好的保护, 有利于该渔业的可持续利用, 因此, 可将收获率为 0.3 作为该海域秋刀鱼的管理策略。这与 NPFC 贝叶斯状态空间模型评估结果一致(0.31), 说明贝叶斯 Schaefer 模型可以用于秋刀鱼资源量的评估, 但该结果仍具有一定的不确定性。

3.3 研究的不足和展望

本研究首次使用了贝叶斯 Schaefer 剩余产量模型, 分基准和敏感性分析 2 种方案对西北太平洋秋刀鱼资源状况进行了评估, 并估算了西北太平洋秋刀鱼资源在管理期最后一年即 2032 年恢复到健康水平的概率和崩溃的概率, 以及可获得的最大持续产量, 证明了 Schaefer 剩余产量模型进行秋刀鱼评估的可行性。研究结果可对秋刀鱼资源养护和可持续利用提供

有力支持。但是,本研究仍然存在一些不足和需改善之处,例如渔业数据的不完善:本文使用的总产量数据仅来自于5个国家和地区的秋刀鱼渔获量;数据年限方面仅选择了2003~2017年的数据,评估结果只能反映这一时间段的资源量情况;CPUE数据只选择了1个国家,未进行对比研究等。秋刀鱼属于中上层洄游性鱼类,其产量和分布容易受到环境因素的影响,西北太平洋海域海洋环境变化较大,易出现厄尔尼诺或拉尼娜等极端气候(Baitaliuk *et al.*, 2013; 孟令文, 2017; 金显仕等, 2015),因此,该海域的最大环境容纳量并不是一成不变的,无法满足剩余产量模型的在一定的时间内环境相对稳定、鱼类的环境最大承载力保持不变这一假设。此外,网具的选择性对资源结构的影响等这些因素均可能增加模型结果的不确定性(Chang *et al.*, 2015; Methot *et al.*, 2013)。

在以后的研究中,计划从3个方面对秋刀鱼的资源评估进行完善:完善秋刀鱼渔业数据,使用更科学更准确的原始数据;对Schaefer模型进行改进优化,尝试加入海表温等环境因素的影响,增加模型的参数,从而降低评估模型的不确定性;尝试使用新的评估模型,例如体长结构模型,得出更准确的评估结果,为制定科学合理的渔业管理策略提供参考。

参 考 文 献

- Baitaliuk AA, Orlov AM, Ermakov YK. Characteristic features of ecology of the Pacific saury *Cololabis saira* (Scomberesocidae, Beloniformes) in open waters and in the Northeast Pacific Ocean. *Journal of Ichthyology*, 2013, 53(11): 899-913
- Caddy JF. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations. FAO Fish Tech Paper. Roma: FAO: 1998, 379
- Chang YJ, Brodziak J, *et al.* Model selection and multi-model inference for Bayesian surplus production models: A case study for Pacific blue and striped marlin. *Fisheries Research*, 2015, 166: 129-139
- Chen XJ, Cao J, Liu BL, *et al.* Stock assessment and management of *Ommartrephes bartramii* by using a Bayesian Schaefer model in the Northwestern Pacific Ocean. *Journal of Fisheries of China*, 2011, 35(10): 1572-1581 [陈新军, 曹杰, 刘必林, 等. 基于贝叶斯 Schaefer 模型的西北太平洋柔鱼资源评估与管理. *水产学报*, 2011, 35(10): 1572-1581]
- Chen Y, Breen PA, Andrew NL. Impacts of outliers and misspecification of priors on Bayesian fisheries-stock assessment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2000, 57: 2293-2305
- Chen Y, Fournier D. Impacts of atypical data on Bayesian inference and robust Bayesian approach in fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences*, 1999, 56: 1525-1533
- Chen Y, Paloheimo JE. Can a more realistic model error structure improve the parameter estimation in modelling the dynamics of fish populations? *Fisheries Research*, 1998, 38(1): 9-17
- Feng B, Yan YR, Zhang YM, *et al.* A new method to assess the population of *Sthenoteuthis oualaniensis* in South China Sea. *Progress in Fishery Sciences*, 2014, 35(4): 1-6 [冯波, 颜云榕, 张宇美, 等. 南海鳶乌贼(*Sthenoteuthis oualaniensis*)资源评估的新方法. *渔业科学进展*, 2014, 35(4): 1-6]
- Geng Z, Zhu JF, Xia M, *et al.* Estimate of sustainable yield of blue shark (*Prionace glauca*) in the Indian Ocean using data-poor approach. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2017, 24(3): 1099-1106 [耿喆, 朱江峰, 夏萌, 等. 运用数据缺乏方法估算印度洋大青鲨可持续渔获量. *中国水产科学*, 2017, 24(3): 1099-1106]
- Gras M, Roel BA, Coppin F, *et al.* A two-stage biomass model to assess the English Channel cuttlefish (*Sepia officinalis* L.) stock. *ICES Journal of Marine Science*, 2014, 71(9): 2457-2468
- Guan WJ, Gao F, Li G, *et al.* Risk evaluation for meta-population management: A case study using chub mackerel. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(13): 3682-3692 [官文江, 高峰, 李纲, 等. 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 WJ, Tian SQ, Zhu JF, *et al.* A review of fisheries stock assessment models. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2013, 20(5): 1112-1120 [官文江, 田思泉, 朱江峰, 等. 渔业资源评估模型的研究现状与展望. *中国水产科学*, 2013, 20(5): 1112-1120]
- Gulland JA. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic fisheries working group report. ICES C. M. 1965 Doc. No. 3
- Han QP, Shan XJ, Guan LS, *et al.* Application of SPiCT for data-limited stock assessment of short-lived *Illex argentinus*. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2018, 25(1): 169-177 [韩青鹏, 单秀娟, 关丽莎, 等. 基于SPiCT模型对数据有限短生命周期阿根廷滑柔鱼的资源评估. *中国水产科学*, 2018, 25(1): 169-177]
- He B. Present situation and development trend of world fishing equipment technology. *World Fish*, 2012(5): 43-45 [贺波. 世界渔业捕捞装备技术现状及发展趋势. *世界渔业*, 2012(5): 43-45]
- Hua CX, Gao YZ, Zhu QC, *et al.* Age and growth of Pacific saury (*Cololabis saira*) in the Northwest Pacific Ocean based on statolith microstructure. *Acta Oceanologica Sinica*, 2017, 39(10): 46-53 [花传祥, 高玉珍, 朱清澄, 等. 基于

- 耳石微结构的西北太平洋秋刀鱼(*Cololabis saira*)年龄与生长研究. 海洋学报, 2017, 39(10): 46–53]
- Jackson GD. Application and future potential of statolith increment analysis in squid and sepioids. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1994, 51: 2612–2625
- Jin XS, Dou SZ, Shan XJ, *et al.* Hot spots of frontiers in the research of sustainable yield of Chinese inshore fishery. Progress in Fishery Sciences, 2015, 36(1): 124–131 [金显仕, 窦硕增, 单秀娟, 等. 我国近海渔业资源可持续产出基础研究的热点问题. 渔业科学进展, 2015, 36(1): 124–131]
- Legault CM, Restrepo VR. A flexible forward age-structured assessment program. ICCAT Working Document, 1998, SCRS/98/58
- Li G, Chen XJ, Guan WJ. 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 [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]
- Lu HJ, Chen XJ, Li G, *et al.* Stock assessment and management for *Illex argentinus* in Southwest Atlantic Ocean based on Bayesian Schaefer model. Chinese Journal of Applied Ecology, 2013, 24(7): 2007–2014 [陆化杰, 陈新军, 李纲, 等. 基于贝叶斯 Schaefer 模型的阿根廷滑柔鱼资源评估与管理. 应用生态学报, 2013, 24(7): 2007–2014]
- Ludwig D, Walters CJ. Are age-structured models appropriate for catch-effort data? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2011, 42(6): 1066–1072
- McAllister MK, Pikitch PK, Babcock EA. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58: 1871–1890
- Meng LW. Study on fishery forecast research of *Cololabis saira* Northern Pacific Ocean based on habitat model. Master's Thesis of Shanghai Ocean University, 2017, 25–35 [孟令文. 基于栖息地指数的北太公海秋刀鱼渔情预报的应用研究. 上海海洋大学硕士研究生学位论文, 2017, 25–35]
- Methot RD Jr, Wetzel C. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fisheries Research, 2013, 142(2): 86–99
- Nakaya M, Morioka T, Fukunaga K, *et al.* Growth and maturation of Pacific saury *Cololabis saira* under laboratory conditions. Fisheries Science, 2010, 76(1): 45–53
- Nokome B. Approaches to stock assessment when data and time are limited. ICES SISAM/WCSAM, 2013
- NPFC PSWG. National summary report of China. NPFC-2016-WS PSSA01-WP01. Busan, Korea, 2016, 13–25
- NPFC PSWG. Report of the 1st meeting of the technical working group on Pacific saury stock assessment. NPFC-2017-TWG PSSA01-Final Report. Shanghai, China, 2017, 43–74
- Punt AE. Extending production models to include process error in the population dynamics. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2011, 60(10): 1217–1228
- Punt AE, Hilborn R. Fisheries stock assessment and decision analysis: The Bayesian approach. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 1997, 7: 35–63
- Shi YC, Zhu QC, Zhang YD, *et al.* Factors influencing the rope tension of saury stick-held lift nets. Journal of Fishery Sciences of China, 2016, 23(3): 704–712 [石永闯, 朱清澄, 张衍栋, 等. 基于模型试验的秋刀鱼舷提网纲索张力性能研究. 中国水产科学, 2016, 23(3): 704–712]
- Stobberup KA, Erzini K. Assessing mackerel scad, *Decapterus macarellus*, in Cape Verde: Using a Bayesian approach to biomass dynamic modelling in a data-limited situation. Fisheries Research, 2006, 82: 194–203
- Suyama S. Study on the age, growth, and maturation process of Pacific saury *Cololabis saira* (Brevoort) in the North Pacific. Bulletin of Fisheries Research Agency, 2002, 5: 68–113
- Tang ZM, Huang HL, Shi JG. An approach to exploitation and utilization of *Cololabis saira* resource in Northwest Pacific Ocean. Marine Sciences, 2004, 28(10): 56–59 [汤振明, 黄洪亮, 石建高. 中国开发利用西北太平洋秋刀鱼资源的探讨. 海洋科学, 2004, 28(10): 56–59]
- Tiana Y, Ueno Y, Suda M. Decadal variability in the abundance of Pacific saury and its response to climatic oceanic regime shifts in the northwestern subtropical Pacific during the last half century. Journal of Marine Systems, 2004, (52): 235–257
- Watanabe Y, Butler JL, Mori T. Growth of Pacific saury, *Cololabis saira*, in the Northeastern and Northwestern Pacific Ocean. Fishery Bulletin, 1988, 86(3): 489–498
- Xu LL, Chen XJ, Wang JT, *et al.* Stock assessment and management of *Dosidicus gigas* in the Southeast Pacific Ocean with Schaefer model. Acta Oceanologica Sinica, 2015, 37(10): 49–58 [许骆良, 陈新军, 汪金涛, 等. 基于 Schaefer 模型的东南太平洋茎柔鱼资源评估和管理. 海洋学报, 2015, 37(10): 49–58]
- Zhang XM, Zhu QC, Hua CX, *et al.* Fishing ground distribution of saury and its correlation with marine environment factors in the Northern Pacific high sea in 2013. Journal of Shanghai Ocean University, 2015, 24(5): 773–782 [张孝民, 朱清澄, 花传祥, 等. 2013 年北太平洋公海秋刀鱼渔场与海洋环境的关系. 上海海洋大学学报, 2015, 24(5): 773–782]
- Zhang Z. Evaluation of logistic surplus production model through simulations. Fisheries Research, 2013, 140: 36–45
- Zhu JF, Dai XJ, Guan WJ. Stock assessment of albacore *Thunnus alalunga* in the Indian Ocean. Progress in Fishery Sciences, 2014, 35(1): 1–8 [朱江峰, 戴小杰, 管文江. 印度洋长鳍金枪鱼资源评估. 渔业科学进展, 2014, 35(1): 1–8]

Zhu JF. Stock assessment of big-eye tuna *Thunnus obesus* in Eastern Pacific Ocean: A comparative study of the full and the simplified SS3 model. *Progress in Fishery Sciences*,

2017, 38(3): 12–21 [朱江峰. 运用 SS3 评估东太平洋大眼金枪鱼(*Thunnus obesus*)资源——复杂模型和简化模型比较. *渔业科学进展*, 2017, 38(3): 12–21]

(编辑 冯小花)

Stock Assessment of Pacific Saury (*Cololabis Saira*) in the Northwest Pacific Using a Bayesian Schaefer Model

SHI Yongchuang¹, ZHU Qingcheng^{2,3,4①}, HUANG Shuolin^{1,2,5}, HUA Chuanxiang^{2,3,4}

(1. College of Marine Culture and Law, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306; 2. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306; 3. National Engineering Research Center for Pelagic Fishery, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306; 4. Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai 201306; 5. Institute of Marine Policy and Law, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306)

Abstract Pacific saury *Cololabis saira* is one of the most harvested species in the temperate waters of the Northwest Pacific Ocean, and an important part of their fishery industry. In 2014, the yearly catch from mainland China, from more than 40 fishing vessels, reached 620,300 tons. The Pacific saury has also become a dominant fish species of the North Pacific Fisheries Commission (NPFC), and the conservation of saury resources has received increasing attention. It is therefore necessary to assess their stock to ensure that sustainable fishery practices occur, however, there is little previous research in this field. Based on the data of catches from 2003 to 2017, collected by the NPFC and the resource abundance data submitted by China, the stock assessment and risk analysis of alternative management strategies for the Pacific saury were carried out using a Bayesian Schaefer model. During the process, two scenarios, a standard scenario and a sensitivity analysis scenario, were considered. The Schaefer model was chosen not only because of the lack of age structure data for the Pacific saury, but also because the migration mechanisms and stock structures of the Pacific saury are very complex and insufficiently understood. Bayesian analysis is one of the methods which can be used to improve the reliability of stock assessments in data-poor situations, by utilizing information from other species with good-quality data or other known information. The results showed that compared with the results of the two scenarios, those of the posterior distribution of the three parameters are similar. Under the standard scenario, the MSY (maximum sustainable yield) is 752,600 tons. To maintain the MSY, the biomass and fishing mortality should be 2.401 million tons and 320,000 tons, respectively. While, under the sensitivity analysis scenario, the MSY is 700,300 tons. To maintain the MSY, the biomass and fishing mortality should be 2.325 million tons and 310,000 tons, respectively. The status of the Pacific saury stock is currently good and it is not under overfishing. If the harvest rate is set below 0.3, then the stock will be protected and the probability of resource collapse will be very low. The harvest rates from 2003 to 2017 are all close to 0.3, so there is reason to be optimistic for the potential of this resource. We have concluded that in the future, a harvest rate of 0.3 for Pacific saury should be set, as the best and most sustainable management strategy.

Key words *Cololabis saira*; Bayesian Schaefer model; Stock assessment and management; Northwest Pacific Ocean

① Corresponding author: ZHU Qingcheng, E-mail: qczechu@shou.edu.cn