

基于贝叶斯的鲈鱼(*Scomber japonicus*) 生物经济模型及管理策略*

王从军^{1,4} 汪金涛^{1,2,3,4} 陈新军^{1,2,3,4①} 官文江^{1,2,3,4}

(1. 上海海洋大学海洋科学学院 上海 201306; 2. 国家远洋渔业工程技术研究中心 上海 201306;
3. 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; 4. 远洋渔业协同创新中心 上海 201306)

摘要 根据 2000–2011 年中国、日本以及韩国三国的鲈鱼大型灯光围网渔业生产统计数据以及相关经济数据,运用贝叶斯方法构建东、黄海鲈鱼贝叶斯生物经济模型,分别以剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的均匀分布、正态分布和对数正态分布 3 种方案,来模拟不同管理策略下鲈鱼资源量及渔业短期、中期和长期利润变动规律,并对其管理策略进行风险分析。结果显示,参数 r 、 K 、 q 为正态分布和对数正态分布方案下估算出的管理参考点期望值(正态方案下的 B_{MSY} 除外)均小于均匀分布方案估算出来的期望值。研究认为,如果单从生物学角度来看,若将管理策略设定为收获率 0.4 以上,则 2031 年以后资源量可能存在着资源崩溃的风险。较为保守的管理策略应将收获率设定在 0.3 左右,此时概率($B_{2031} > B_{MSY}$)大于 0.85,最大可持续产量 MSY 约为 35 万 t。同样地,如果仅从经济学角度考虑,将收获率控制在 0.1 时,概率($B_{2031} > B_{MEY}$)都为 1,且概率($B_{2031} < B_{BE}$)都是 0,即能够实现渔业经济效益最大化,且其经济无效益的概率为 0。基于贝叶斯的鲈鱼生物经济模型为渔业资源管理提供了分析手段。

关键词 鲈鱼; 贝叶斯方法; 生物经济模型; 管理策略; 东、黄海

中图分类号 S93 **文献标识码** A **文章编号** 2095-9869(2015)04-0010-11

鲈鱼(*Scomber japonicus*)属沿岸性中上层鱼类(Kiparissis *et al*, 2000; 李纲, 2008^①)。分布在我国近海的鲈鱼,是目前中国(包括台湾省)、日本和韩国三国的重点捕捞对象,也是东、黄海生态系统中重要的种类(张晶等, 2005)。近年来,东、黄海鲈鱼资源出现波动,捕捞产量变化较大,可能正在遭受过度捕捞或已处在过度捕捞状态(李纲, 2008^①)。有关东、黄海域鲈鱼的生物经济模型已有相应的研究(李纲等, 2010; 张广文等, 2009、2010; 王雅丽等, 2011),但均没有考虑各种评估参数和经济因素的不确定性。在渔业资源评估与管理中,由于资源量补充、数据采集

与观测、参数估算等的不确定性,导致管理决策中也可能存在诸多不确定性因素。贝叶斯理论能够充分考虑与模型及其参数有关的不确定性,并结合传统的资源评估模型(李纲, 2008^①),将模型参数的先验概率分布合并到评估模型中(Punt *et al*, 2001),结合渔业生产数据和模型参数的先验分布来计算模型参数的后验概率分布,从而减少模型评估结果的不确定性(Punt, 1997),为渔业资源管理提供相应的管理策略,并降低管理策略的实施风险。

为此,本研究根据 2000–2011 年中国、日本以及韩国三国的鲈鱼大型灯光围网生产统计数据以及相

* 国家自然科学基金(NSFC41276156)、国家 863 计划(2012AA092303)、国家发改委产业化专项(2159999)和上海市科技创新行动计划(12231203900)共同资助。王从军, E-mail: wangjintao0510@163.com

① 通讯作者: 陈新军, 教授, E-mail: xjchen@shou.edu.cn

收稿日期: 2014-07-19, 收修改稿日期: 2014-12-14

1) 李纲. 我国近海鲈鱼资源评估及风险评价. 上海海洋大学博士研究生学位论文, 2008

关经济数据,运用贝叶斯方法来构建东、黄海鲈鱼贝叶斯生物经济模型,模拟不同管理策略下,鲈鱼资源量及渔业短期、中期和长期利润变动规律,并对其中的不确定性及管理策略的风险进行量化分析,以此来为科学管理近海鲈鱼资源提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 数据来源

鲈鱼渔获量数据来源于中国远洋渔业协会上海海洋大学鱿钓技术组以及日本和韩国的生产统计数据,时间段为 2000–2011 年(表 1)。单位捕捞努力量的渔获量(CPUE, $t/\text{网}$)以 2000–2011 年我国大型灯光围网渔业为基准,其数据采用广义加性模型(Generalized Additive Model, GAM)进行标准化处理(李纲等, 2010),以此作为鲈鱼资源丰度指数(Nishida *et al.*, 2004),其标准化的数据来自文献(王从军等, 2014)。

1.2 剩余产量模型及似然函数

剩余产量模型以 Schaefer 模型应用最为广泛,其表达式见文献(陈新军等, 2011)。在资源评估中,通常假设最初一年的资源量等于 K ,这样剩余产量模型中的需要被估算的参数就从 4 个减少到 3 个(McAllister *et al.*, 1998),但这种情形只有在渔业开始的前一年其资源

量已知情况下才有意义。由于我国围网渔业早在 20 世纪 50 年代就已经开始捕捞鲈鱼,而日本、韩国等国的围网渔业有完整鲈鱼产量数据的最早记录也始于 20 世纪 70 年代(李纲等, 2010),因此,本研究中不能将最初一年的资源量设为 K 。根据李纲(2008)¹⁾的研究结果,假定 2000 年的鲈鱼初始资源量 B_0 为 82.73 万 t 。

假设 CPUE 和资源量成正比,且观测误差服从对数正态分布(李纲, 2008¹⁾; 李纲等, 2010),似然函数的表达式为:

$$L(I|\theta) = \prod_{t=2000}^{2011} \frac{1}{I_t \sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{[\ln(I_t) - \ln(qB_t)]^2}{2\sigma^2}\right)$$

式中, I_t 为 t 年的 CPUE,假定 I_t 与 B_t 成正比, σ 为 CPUE 的标准差, q 为可捕系数, B_t 为 t 年的资源量。

由于本研究仅采用了 2000–2011 年的渔获量和 CPUE 数据,其时间序列太短而无法估算标准差 σ ,因此设定 σ 为 0.2(McAllister *et al.*, 1998)。

1.3 模型参数先验分布的设定

根据所有已知的信息对模型参数的先验分布提出 3 种方案(表 2),分别为均匀分布(基准方案)、正态分布和对数正态分布(李纲, 2008¹⁾)。其设定具体可参照文献(李纲等, 2010)。

表 1 东、黄海鲈鱼灯光围网渔业渔获量和标准化的 CPUE

Tab.1 Catch and standardized CPUE data for Chub mackerel purse seine fishery in the East China Sea and the Yellow Sea

年份 Year	渔获量 Catch (10 thousands tonnes)					标准化的 CPUE Standardized CPUE (ton/net)
	中国大型灯光围网 Chinese large purse-seine	浙江传统群众渔业 Traditional local fisheries in Zhejiang Province	日本 Japan	韩国 South Korea	合计 Total	
2000	3.44	1.37	8.90	11.80	25.52	8.3
2001	4.10	2.96	7.80	19.10	33.96	16.7
2002	3.73	2.78	8.60	13.80	28.92	16.5
2003	4.28	6.56	8.30	11.50	30.64	17.4
2004	4.72	8.52	8.30	17.40	38.94	16.7
2005	4.24	8.41	8.70	12.00	33.36	11.7
2006	3.31	9.10	9.00	10.00	31.41	14.0
2007	2.83	8.94	10.60	14.30	36.67	13.5
2008	4.47	15.46	12.10	18.10	50.13	16.5
2009	3.52	12.93	13.10	16.80	46.35	16.6
2010	3.24	10.97	11.80	8.90	34.91	14.1
2011	2.34	17.15	11.10	13.90	44.49	12.1

1) 李纲. 我国近海鲈鱼资源评估及风险评价. 上海海洋大学博士研究生学位论文, 2008

表2 剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的先验概率分布设定(李纲等, 2010)

Tab.2 Scenarios for different settings of prior distributions for parameters of the surplus production model

方案 Scenarios	内禀增长率 r Intrinsic rate of increase	负载容量 K Carrying capacity	$\log(q)$
均匀分布(I) Uniform distribution	U(0.1, 2)	U(50, 300)	U(-20, 0)
正态分布(II) Normal distribution	N(0.88, 0.44 ²)	N(150, 50 ²)	U(-20, 0)
对数正态分布(III) Log-normal distribution	LogN(-0.17, 0.71 ²)	U[log(50), log(300)]	U(-20, 0)
上、下边界 Upper and lower limits	[0.1, 2]	[50, 300]	[-20, 0]

1.4 模型参数后验概率分布的计算

利用马尔可夫链蒙特卡罗(Markov Chain Monte Carlo, MCMC)算法计算剩余产量模型的参数 r 、 K 、 q 的后验概率分布(李纲等, 2010; 陈新军等, 2011)。模型各参数的初始值设定见表3。计算时, 先舍弃前10000次运算结果, 以后每运算40次对结果进行一次储存, 再运算40000次, 共进行50000次运算。

1.5 确定备选管理策略

以收获率(Harvest rate)作为东、黄海鲈鱼的资源管理策略(李纲等, 2010)。收获率是一种捕捞控制规则(McAllister *et al*, 1998)。备选收获率分别设定为0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6和0.7。

1.6 Gordon-Schaefer 生物经济模型

在 Gordon-Schaefer 生物模型的基础上, 构建生

物经济模型(Hill *et al*, 2003)。由此模型推出各管理策略下最大可持续产量(MSY)、最大经济产量(MEY)和生物经济平衡点(BE)时的渔获产量和经济利润。计算公式见表4。

1.7 生物学参考点和经济学参考点的选择

本研究中选择的生物学参考点包括 F_{MSY} 、 B_{MSY} 、 $F_{0.1}$ 和 MSY 本身, 其中, F_{MSY} 和 B_{MSY} 分别为达到 MSY 管理平时所对应的捕捞死亡系数和资源量, $F_{0.1}$ 为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(Hoggarth *et al*, 2006; Caddy *et al*, 1995)。公式见文献(Hoggarth *et al*, 2006; Caddy *et al*, 1995)和表4。

在经济学上, 通常把实现最大经济产量(MEY)作为其管理目标, 而把生物经济平衡点(BE)作为其管理的限制参考点。因此, 本研究选择的经济学参考点

表3 MCMC 计算剩余产量模型参数 r 、 K 、 q 的初始值设定(李纲等, 2010)Tab.3 Initial value for r , K , q of surplus production model of MCMC iterations

3种方案	内禀增长率 r Intrinsic rate of increase	负载容量 K Carrying capacity	可捕系数 q Catchability coefficient
均匀分布(I) Uniform distribution	0.7	150	0.00001
正态分布(II) Normal distribution	0.7	150	0.00001
对数正态分布(III) Log-normal distribution	0.7	150	0.00001

表4 生物学参考点和经济学参考点的计算公式

(陈新军等, 2011; Hill *et al*, 2003; 陈新军, 2005; Hoggarth *et al*, 2006; Caddy *et al*, 1995)

Tab.4 The formula of the biological reference points and the economical reference points

管理参考点 Management reference point	产量 Catch	捕捞死亡系数 Fishing mortality coefficient	生物量 Biomass
生物学参考点 Biological reference point	$MSY = \frac{rK}{4}$	$F_{MSY} = \frac{r}{2}$ $F_{0.1} = 0.45r$	$B_{MSY} = \frac{K}{2}$
经济学参考点 Economic reference point	$MEY = \frac{rKmn}{4}$	$F_{MEY} = \frac{rm}{2}$	$B_{MEY} = \frac{nK}{2}$
生物经济平衡点 Bio-economic equilibrium	$BE = \frac{rcm}{pq}$	$F_{BE} = rm$	$B_{BE} = \frac{c}{pq}$

注: $m = 1 - \frac{c}{pqK}$, $n = 1 + \frac{c}{pqK}$ 。 r 为内禀增长率, K 为负载容量, q 为可捕系数, p 为价格, c 为单船作业成本

Note: $m = 1 - \frac{c}{pqK}$ and $n = 1 + \frac{c}{pqK}$. r is intrinsic rate of increase, K is carrying capacity, q is catchability coefficient, p is price of fish, c is the fishing cost per vessel

分别为 MEY 和 Y_{BE} , 及其分别对应的 F_{MEY} 、 B_{MEY} 和 F_{BE} 、 B_{BE} 。

1.8 资源管理效果评价及风险分析指标的选择

利用建立指标和模拟管理策略来评估备选管理策略的实施效果及其风险, 模拟管理策略的时间段为 2012—2031 年, 共计 20 年。建立的指标分别为:

指标 1: 实施管理策略后 2031 年鲈鱼资源量的期望值(B_{2031});

指标 2: 实施管理策略期间观察到的最低资源量 B_{min} ;

指标 3: 实施管理策略后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})与负载容量(K) 的比值(B_{2031}/K), 即鲈鱼资源量的衰减率;

指标 4: 实施管理策略后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})与最大可持续产量时的资源量(B_{MSY})的比值(B_{2031}/B_{MSY})的期望值;

指标 5: 管理策略实施后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})大于管理策略实施前鲈鱼资源量(B_{2012})的概率 $P(B_{2031} > B_{2012})$, 它表示管理措施实施后的资源较管理措施实施前资源恢复的概率;

指标 6: 实施管理策略后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})大于资源量生物学目标参考点(B_{MSY})的概率 $P(B_{2031} > B_{MSY})$, 它表示管理措施实施后的资源恢复到健康水平的概率;

指标 7: 管理策略实施后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})小于资源量生物学限制参考点($B_{MSY}/4$)的概率 $P(B_{2031} < B_{MSY}/4)$, 它表示管理措施实施后的资源崩溃的概率;

指标 8: 实施管理策略后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})大于资源量经济学目标参考点(B_{MEY})的概率 $P(B_{2031} > B_{MEY})$, 它表示管理措施实施后经济效益最大化的概率;

指标 9: 管理策略实施后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})小于资源量经济学限制参考点(B_{BE})的概率 $P(B_{2031} < B_{BE})$, 它表示管理措施实施后经济无效益的概率;

指标 10: 比较不同备选管理策略下的短期(2012—2017 年, 5 年)、中期(2012—2021 年, 10 年)和长期(2012—2031 年, 20 年)的累计产量及累计经济效益。

根据上述定义的 10 个指标建立管理决策表和风险分析表, 以对不同的备选管理策略进行分析评价。评价备选管理策略的优劣时, 应在资源保护(B_{min} 和 B_{2031})和资源利用(总渔获量、经济效益及社会效益, 社会效益以捕捞努力量来表征)之间取得平衡, 渔业管理决策的选择可以依据“期望收益最高、且风险最小”的原则。

2 结果

2.1 模型参数的后验分布及期望

不同假设方案下模型参数的抽样过程及其后验概率分布见图 1。在基准方案(均匀分布)下(图 1-a), 假设的 K 、 q 的先验概率服从均匀分布, 但其后验概率是一条曲线, 即后验概率分布与其先验概率分布相差很大, 这表明数据对参数 K 、 q 的后验概率分布产生了很大影响。对于正态分布方案(图 1-b)和对数正态分布方案(图 1-c), 参数 K 、 q 的后验概率分布与其先验概率分布差异不大(图 1-b 和图 1-c), 即后验概率分布基本服从正态分布($P < 0.05$)。在 3 种方案中, 参数 r 的后验概率分布与先验概率分布差异较大。

不同假设方案下模型参数的预测值(即参数后验概率分布的均值)见表 5。参数 r 的范围为 0.86—1.01, 其中, 对数正态分布方案下最小, 基准方案下最大; 参数 K 的范围为 161.0—165.3(万 t)。其中, 对数正态分布方案下最小, 正态分布方案下最大; 而 3 种方案下参数 q 的大小几乎一致, 为 0.13×10^{-4} 。

2.2 生物学参考点和经济学参考点的期望及其不确定性

对于均匀分布方案, 估算的 MSY 为 40.52 万 t, 其对应的资源量 B_{MSY} 为 81.90 万 t; 估算的 MEY 和 Y_{BE} 分别为 23.54 万 t 和 35.97 万 t, 其对应的资源量 B_{MEY} 、 B_{BE} 分别为 132.36 万 t 和 100.92 万 t(表 6)。对于正态分布方案, 估算的 MSY 为 35.47 万 t, 其对应的资源量 B_{MSY} 为 82.64 万 t; 估算的 MEY 和 Y_{BE} 分别为 22.11 万 t 和 32.90 万 t, 其对应的资源量 B_{MEY} 、 B_{BE} 分别为 131.54 万 t 和 97.81 万 t(表 7)。对于对数正态分布方案, 估算的 MSY 为 33.69 万 t, 其对应的资源量 B_{MSY} 为 80.52 万 t; 估算的 MEY 和 Y_{BE} 分别为 21.60 万 t 和 31.59 万 t, 其对应的资源量 B_{MEY} 、 B_{BE} 分别为 126.67 万 t 和 92.30 万 t(表 8)。可以发现, 正态分布和对数正态分布方案下估算出的多数管理参考点的期望值(正态方案下的 B_{MSY} 除外)基本都小于均匀分布方案估算出来的期望值。3 种方案下估算的 $F_{0.1}$ 、 F_{MSY} 、 F_{MEY} 和 F_{BE} 结果略有差异(表 6、表 7 和表 8), 均匀分布方案下估算的 $F_{0.1}$ 、 F_{MSY} 、 F_{MEY} 和 F_{BE} , 结果都略大于其他两种方案估算的结果, 其均匀分布方案下估算的结果分别为 0.456、0.506、0.184 和 0.368, $F_{0.1}$ 、 F_{MSY} 最小值出现在对数正态方案(分别为 0.387、0.430), 而 F_{MEY} 、 F_{BE} 最小值出现在正态方案下(分别为 0.171、0.342)。

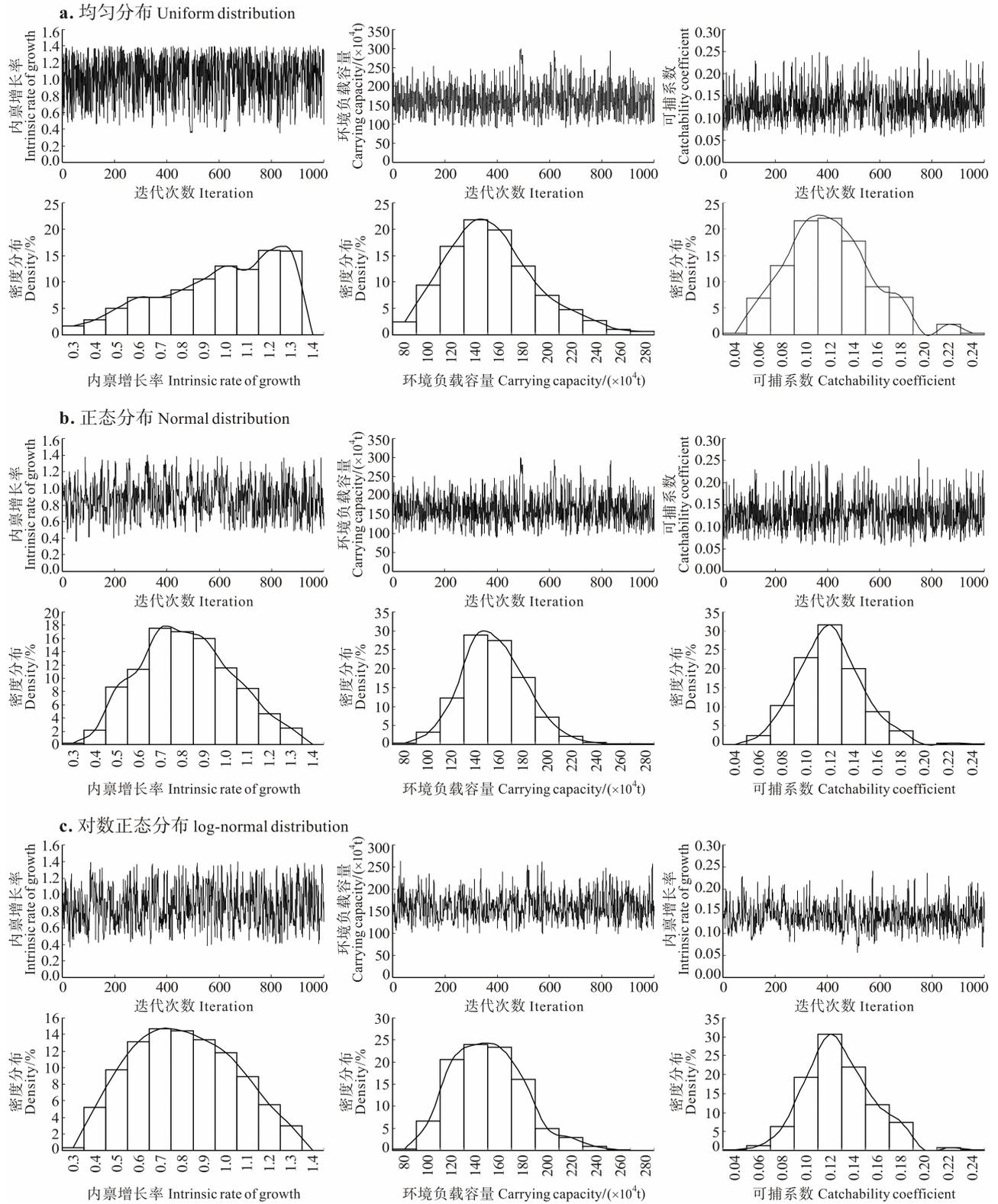


图1 不同方案下参数 r 、 K 、 q 的样本(上)及其密度分布(下)

Fig.1 Plot of Markov-chain Monte Carlo traces (up) and density (low) for r , K , q under scenario of random effect

(a) 均匀分布; (b) 正态分布; (c) 对数正态分布

(a) Uniform distribution; (b) Normal distribution; (c) Log-normal distribution

表 5 不同方案下模型参数的后验概率分布和渔业管理参数的均值
Tab.5 Posterior means and coefficient of variations (CV) for model parameters for the three prior scenarios and the parameters of the fishery management

方案 Scenarios	内禀增长率 r Intrinsic rate of increase	负载容量($K/10^4$ t) Carrying capacity	可捕系数($q/10^{-4}$) Catchability coefficient	MSY	MEY	Y_{BE}
均匀分布(基准)Uniform distribution	1.01(0.27)	163.8(0.24)	0.13(0.28)	40.52(0.33)	23.54(0.19)	35.97(0.25)
正态分布 Normal distribution	0.87(0.24)	165.3(0.16)	0.13(0.28)	35.47(0.26)	22.11(0.15)	32.90(0.20)
对数正态分布 Log-normal distribution	0.86(0.27)	161.0(0.18)	0.14(0.21)	33.69(0.26)	21.60(0.14)	31.59(0.20)

注: 括号内为变异系数 Note: Coefficient of variation are shown in brackets

表 6 均匀分布方案下估算的渔业管理参考点的统计量
Tab.6 The statistics of estimated fishery management reference points for the uniform distribution scenario

参数/参考点 Parameters/ Reference points	平均值 Average	中值 Median	5%分位数 5% quantile	95%分位数 95% quantile
r	1.012	1.051	0.519	1.369
K	163.80	159.63	106.58	234.32
q	0.131	0.127	0.076	0.202
$F_{0.1}$	0.456	0.473	0.233	0.616
F_{MSY}	0.506	0.525	0.259	0.684
$MSY(\times 10^4$ t)	40.52	36.87	25.38	69.04
$B_{MSY}(\times 10^4$ t)	81.90	79.81	53.29	117.16
F_{MEY}	0.184	0.178	0.131	0.255
$MEY(\times 10^4$ t)	23.54	22.12	18.85	33.07
$B_{MEY}(\times 10^4$ t)	132.36	129.91	83.36	194.09
F_{BE}	0.368	0.355	0.263	0.509
$Y_{BE}(\times 10^4$ t)	35.97	33.84	24.94	54.82
$B_{BE}(\times 10^4$ t)	100.92	96.08	60.19	160.81

表 8 对数正态分布方案下估算的渔业管理参考点的统计量
Tab.8 The statistics of estimated fishery management reference points for the log-normal distribution scenario

参数/参考点 Parameters/ Reference points	平均值 Average	中值 Median	5%分位数 5% quantile	95%分位数 95% quantile
r	0.860	0.847	0.498	1.259
K	161.05	158.72	116.11	214.69
q	0.138	0.136	0.095	0.189
$F_{0.1}$	0.387	0.381	0.224	0.566
F_{MSY}	0.430	0.424	0.249	0.629
$MSY(\times 10^4$ t)	33.69	31.16	24.60	50.43
$B_{MSY}(\times 10^4$ t)	80.52	79.36	58.05	107.34
F_{MEY}	0.175	0.170	0.131	0.234
$MEY(\times 10^4$ t)	21.60	20.87	18.47	27.34
$B_{MEY}(\times 10^4$ t)	126.67	125.70	91.68	163.85
F_{BE}	0.349	0.339	0.262	0.468
$Y_{BE}(\times 10^4$ t)	31.59	30.14	24.23	43.41
$B_{BE}(\times 10^4$ t)	92.30	89.83	64.49	128.66

表 7 正态分布方案下估算的渔业管理参考点的统计量
Tab.7 The statistics of estimated fishery management reference points for the normal distribution scenario

参数/参考点 Parameters/ Reference points	平均值 Average	中值 Median	5%分位数 5% quantile	95%分位数 95% quantile
r	0.870	0.864	0.537	1.236
K	165.27	163.13	125.28	210.77
q	0.130	0.129	0.088	0.178
$F_{0.1}$	0.392	0.389	0.242	0.556
F_{MSY}	0.435	0.432	0.269	0.618
$MSY(\times 10^4$ t)	35.47	33.11	25.13	54.76
$B_{MSY}(\times 10^4$ t)	82.64	81.57	62.64	105.39
F_{MEY}	0.171	0.168	0.133	0.225
$MEY(\times 10^4$ t)	22.11	21.23	18.50	28.62
$B_{MEY}(\times 10^4$ t)	131.54	129.60	97.70	171.51
F_{BE}	0.342	0.335	0.265	0.449
$Y_{BE}(\times 10^4$ t)	32.90	31.41	24.90	45.72
$B_{BE}(\times 10^4$ t)	97.81	94.64	68.49	137.90

2.3 决策分析和风险分析

由表 9 可知, 在 3 种方案中, 基准方案下模拟的各项指标最大, 其次为正态分布, 而对数正态分布方案下的各项指标最小, 以收获率水平 0.3 为例, 管理措施实施结束时 3 种方案下的东、黄海鲈鱼的资源量的期望值 B_{2031} 分别为 108.15 万 t、103.49 万 t 和 98.11 万 t。

单从生物学角度来看, 当收获率设定为 0.3 时, 对其风险指标进行分析可知, 从观测到的管理策略实施期间的最低资源量来看, 以基准方案为最低(49.38 万 t), 正态分布方案最高(60.50 万 t)。3 种方案下估算出的管理策略实施后 2031 年鲈鱼资源量(B_{2031})与最大可持续产量时的资源量(B_{MSY})的比值 B_{2031}/B_{MSY} 期望值都大于 1, 其中基准方案的期望值最大为 1.34, 正态方案的期望值为 1.27, 对数正态方案的期望值最低为 1.24。管理措施实施后的资源较管理措施实施前资源恢复的概率 $P(B_{2031} > B_{2012})$, 3 种方案分别为 0.51、0.33 和 0.39。而对于资源恢复到健康水平的概率

$P(B_{2031} > B_{MSY})$ 的估算结果, 3种分布方案都较高, 其中均匀分布方案下2031年资源量大于 B_{MSY} 的概率 P 为0.91, 而正态分布和对数正态分布方案则 P 分别为0.89和0.85; 与此同时, 出现资源崩溃的概率 $P(B_{2031} < B_{MSY}/4)$ 的估算结果都较为乐观, 3种方案都为0。

若从经济学角度来看, 在收获率设定为0.3时, 3种方案下其经济学风险指标的估计值就尤为严峻, 管理实施策略后2031年鲈鱼资源量(B_{2031})大于其经济学目标参考点(B_{MEY})的概率 $P(B_{2031} > B_{MEY})$ 都为0, 这说明在此种收获率下, 管理措施实施后能够经济效益最大化的概率为0; 与此同时, 此种管理策略实施后2031年鲈鱼资源量(B_{2031})小于其经济学限制参考点(B_{BE})的概率 $P(B_{2031} < B_{BE})$ 却都存在, 其管理措施实施后经济无效益的概率 P 分别为0.21、0.25和0.26。而当收获率为0.1时, 3种方案下其经济学风险指标的估计值就非常乐观, 从表9中可以看出, 管理实施策略后2031年鲈鱼资源量(B_{2031})大于其经济学目标

参考点(B_{MEY})的概率 $P(B_{2031} > B_{MEY})$ 都为1, 与此同时, 此种管理策略实施后2031年鲈鱼资源量(B_{2031})小于其经济学限制参考点(B_{BE})的概率 $P(B_{2031} < B_{BE})$ 都为0。

不同备选管理策略下的短期(5年)、中期(10年)和长期(20年)的累计产量及累计利润见图2。在基准方案下, 当收获率为0.5时, 其累计产量和累计利润达到最大, 其短期、中期和长期的累计产量及累计利润分别为201.97万t和111.07亿元、436.04万t和239.80亿元、762.86万t和419.52亿元(图2-I); 而对于正态分布方案和对数正态分布方案, 其累计产量和累计利润的最大值均出现在当收获率为0.4时, 其中正态分布方案下短期、中期和长期的累计产量及累计利润分别为177.96万t和97.87亿元、391.17万t和215.12亿元、680.19万t和374.06亿元(图2-II); 对数正态分布方案下短期、中期和长期的累计产量及累计利润分别为168.07万t和92.43亿元、371.14万t和204.10亿元、638.59万t和351.19亿元(图2-III)。

表9 不同收获率时3种方案得到的资源管理效果评价以及风险分析指标

Tab.9 The probability of projected stock biomass from 2007 to 2011 lower or higher than defined reference points for alternative harvest rates for Chub mackerel stock in the East China Sea and the Yellow Sea

	收获率 Harvest rate	B_{2031} ($\times 10^4$ t)	B_{min} ($\times 10^4$ t)	B_{2031}/K	B_{2031}/B_{MSY}	B_{2031}/B_{MEY}	$P(B_{2031} > B_{2012})$	$P(B_{2031} > B_{MSY})$	$P(B_{2031} < B_{MSY}/4)$	$P(B_{2031} > B_{MEY})$	$P(B_{2031} < B_{BE})$
Uniform distribution 基准方案	0	163.80	89.14	1.00	2.00	1.24	0.71	1.00	0	1.00	0
	0.1	145.20	82.33	0.89	1.78	1.10	0.73	1.00	0	1.00	0
	0.2	126.60	75.53	0.78	1.56	0.97	0.81	0.98	0	0.32	0
	0.3	108.15	49.38	0.67	1.34	0.83	0.51	0.91	0	0	0.21
	0.4	90.39	12.22	0.57	1.14	0.70	0.35	0.76	0.02	0	0.68
	0.5	73.85	1.80	0.47	0.93	0.57	0.31	0.57	0.07	0	0.93
	0.6	58.86	0.17	0.37	0.75	0.45	0.29	0.32	0.15	0	1.00
Normal distribution 正态分布方案	0	165.27	93.75	1.00	2.00	1.26	0.92	1.00	0	1.00	0
	0.1	144.67	86.64	0.88	1.76	1.10	0.92	1.00	0	1.00	0
	0.2	124.06	79.37	0.76	1.51	0.95	0.84	1.00	0	0.15	0
	0.3	103.49	60.50	0.63	1.27	0.79	0.33	0.89	0	0	0.25
	0.4	83.17	17.02	0.51	1.02	0.64	0.11	0.60	0.01	0	0.85
	0.5	63.73	2.80	0.40	0.79	0.49	0.09	0.27	0.07	0	0.99
	0.6	46.18	0.29	0.29	0.58	0.36	0.09	0.07	0.19	0	1.00
Log-normal distribution 对数正态分布方案	0	161.04	97.98	1.00	2.00	1.27	0.92	1.00	0	1.00	0
	0.1	140.05	89.07	0.87	1.75	1.11	0.93	1.00	0	1.00	0
	0.2	119.05	80.15	0.75	1.50	0.95	0.87	1.00	0	0.22	0
	0.3	98.11	56.79	0.62	1.24	0.79	0.39	0.85	0	0	0.26
	0.4	77.66	16.33	0.50	1.00	0.63	0.14	0.57	0.02	0	0.78
	0.5	58.69	2.75	0.38	0.76	0.48	0.09	0.29	0.10	0	0.98
	0.6	42.23	0.29	0.28	0.56	0.35	0.08	0.09	0.24	0	1.00
0.7	28.84	0.02	0.19	0.39	0.24	0.08	0	0.40	0	1.00	

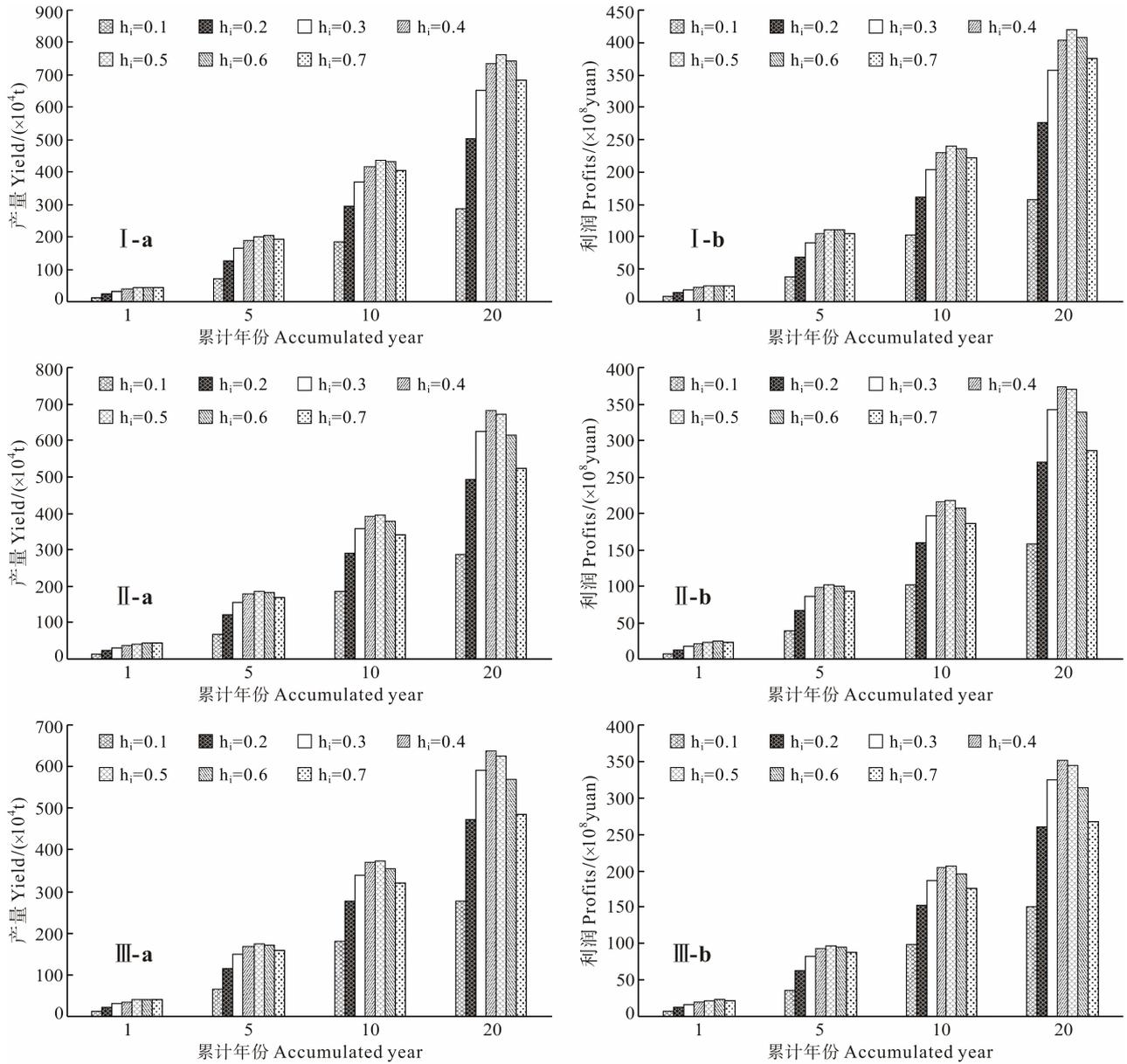


图 2 不同备选管理策略下的短期(5 年)、中期(10 年)和长期(20 年)的累计产量及累计利润
 Fig.2 The accumulative catches and profits in short, medium and long-term under the scenarios of uniform distribution, normal distribution and log-normal distribution

I、II、III 分别代表方案 1、2、3; a、b 分别代表累计产量和累计利润

I: Uniform distribution, II: Normal distribution, III: Log-normal distribution; a: Accumulative catches, b: Accumulative profits

但若将管理策略定为收获率为 0.4 或 0.5, 则 2031 年以后资源量存在着一定风险。研究认为, 较为保守的管理策略应将收获率控制在 0.3 左右, 此时, 其 MSY 在 35 万 t 左右。

综上所述, 通过分析表 9 中的风险指标数据, 可以发现, 当收获率为 0.3 时, 概率 $P(B_{2031} > B_{MSY})$ 都大于 0.85, 所以, 如果单从生物学角度来看, 将鲈鱼渔业的收获率控制在 0.3 左右时, 能够实现最大可持续产量的资源量。同样地, 如果从经济学角度考虑, 将

收获率控制在 0.1 时, 3 种方案下概率 $P(B_{2031} > B_{MEY})$ 都为 1, 且概率 $P(B_{2031} < B_{BE})$ 都是 0, 即此管理措施实施后, 能够实现渔业经济效益最大化, 且其经济无效益的概率为 0。所以, 如果单从经济学角度来说, 收获率控制在 0.1 可作为其最适的渔业管理策略。

3 分析与讨论

贝叶斯方法是利用先验概率分布或后验概率分布来帮助选择渔业管理决策的一个重要方法, 模型参

数先验概率分布的假设和选择对其后验概率分布的估算有重要影响。目前,对如何推断先验概率分布仍存在很多争议(Nishida *et al.*, 2004),这是因为对先验概率分布不同的选择,有可能会影响到资源评估的结果(Caddy *et al.*, 1995; Walters *et al.*, 1994),更有甚者会导致评估结果错误(张广文等, 2009)。例如,如果采用的数据不是有信息的,那么,先验概率分布完全可能影响甚至主导对后验概率的估算结果(Punt *et al.*, 2001; Stobberup *et al.*, 2006)。本研究中,模型参数 r 、 K 、 q 的先验概率分布的设定主要根据已有的研究结果(李纲等, 2010),并将其先验概率分布设定为3种方案,分别为均匀分布方案(基准方案)、正态分布方案和对数正态分布方案。研究结果表明,在基准方案下,假设的 K 、 q 的先验概率分布与估算的后验概率分布相差很大,这表明数据对参数 K 、 q 的后验概率分布产生了很大影响;对于正态分布方案和对数正态分布方案,参数 K 、 q 的后验概率分布与它们的先验概率分布差异不大,后验概率分布基本服从正态分布,表明该参数在基于贝叶斯方法的生物经济模型中具有较小的不确定性,其估算的结果对参数 K 、 q 的先验概率分布可能存在不敏感的因素。在3种方案中,参数 r 的后验概率分布与先验概率分布差距较大,这表明在本研究的数据下,参数 r 并不完全服从假设的分布类型,即参数 r 给模型带来的不确定性较大。

东、黄海鲈鱼资源自20世纪90年代开始下降,特别是在90年代后期(唐启升, 2006; 由上龍嗣等, 2007),日本水产研究机构的资源评估结果也显示,1999–2006年东、黄海鲈鱼资源量处于历史最低水平(由上龍嗣等, 2007)。作为一种中上层鱼类,鲈鱼资源变动受到水温等环境因素的影响(Yatsu *et al.*, 2005; Hiyama *et al.*, 2002; Sun *et al.*, 2006; Akihikoyatsu *et al.*, 2002),但影响鲈鱼群体数量变动的主要原因可能是捕捞。根据中国、日本和韩国三国鲈鱼灯光围网渔业2000–2011年间的渔业统计数据,鲈鱼的年产量基本上稳定在25–50万t之间,年均产量约为36万t,2008年渔获产量最高,约为50.13万t,其次为2009年渔获产量,约为46.35万t,最低的为2000年的25.52万t。本研究中,3种方案估算出来的鲈鱼 MSY 最小值为35.47万t,从2007年至今(2010年除外)的渔获量均大于 MSY 。因此,就目前东、黄海鲈鱼的资源状况而言,本研究认为其资源或许正遭受过度捕捞,这一结果与李纲等(2010)的研究结果相一致。本研究认为,东、黄海鲈鱼的 MSY 为35万t左右,与前人的研究结果(张广文等, 2009, 2010; 王雅丽等, 2011; McAllister *et al.*, 2001)存在一定的差异,其误差可能来自于模型

的选择、参数的设定等。

当前,世界渔业资源面临的首要问题之一仍是由于过度捕捞造成的资源衰退,因而保护渔业资源是渔业管理的目标之一。渔业资源管理的基本目标是实现从渔业资源中获得可持续的最佳利益,这就要求渔业管理者在选择渔业管理策略时,应当综合权衡产量、利润与保持渔业资源可持续开发利用之间的关系。因此,管理者可以通过设定不同方案,从而得到不同的备选管理策略。研究表明,如果单从生物学角度来看,若将管理策略设定为收获率0.4或0.5,则2031年以后资源量可能存在着资源崩溃的风险,较为保守的管理策略应将收获率设定在0.3左右,此时的 MSY 约为35万t。同样地,如果仅从经济学角度考虑,将收获率控制在0.1时,能够实现渔业经济效益最大化,且其经济无效益的概率 P 为0。

在渔业管理中,决策中的不确定性来源于多种可能,如渔业数据的收集、过程误差以及模型或参数的不确定性等(Punt *et al.*, 1997; Chen *et al.*, 1998; Patterson *et al.*, 2001)。贝叶斯方法正因为充分考虑了与模型及其有关参数的不确定性,而广泛应用到渔业资源评估中(李纲等, 2010; 陈新军等, 2011)。本研究相关的不确定性包括如下方面:首先是原始数据收集过程中的不确定性,本研究的渔获数据来自中国、日本和韩国三国的鲈鱼灯光围网渔业统计数据,虽然经过修正但可能依然存在一定的误差;其次是中国、日本和韩国三国围网船队捕捞能力之间存在着差异,其差异影响了模型研究结果的差异。同时,不确定性还来源于模型参数的设定,本研究中对模型参数初始资源量进行了假设,即假定鲈鱼初始资源量 B_0 为82.73万t,初始资源量的取值对资源量的估算结果存在一定的影响。今后的研究中,需要建立完善的渔业、生物、经济等方面的数据库,以及海洋环境数据,开展系统的渔业资源评估及管理策略研究。

参 考 文 献

- 王从军, 陈新军, 李纲. 东、黄海鲈鱼生物经济社会综合模型的优化配置研究. 上海海洋大学学报, 2013, 22(4): 623–628
- 王从军, 邹莉瑾, 李纲, 等. 1999–2011年东、黄海鲈资源丰度年间变化分析. 水产学报, 2014, 38(1): 56–64
- 王雅丽, 陈新军, 李纲. 基于贴现率的东、黄海鲈鱼动态生物经济模型分析. 资源科学, 2011, 33(11): 2157–2161
- 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
- 陈新军. 渔业资源经济学. 北京: 中国农业出版社, 2004,

- 62-105
- 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
- 张晶, 韩士鑫. 黄、东海鲈鳎鱼渔场环境分析. 海洋渔业, 2005, 26(4): 321-325
- 张广文, 陈新军, 李思亮, 等. 基于多船队作业的东、黄海鲈鱼生物经济模型及管理策略. 资源科学, 2010, 32(8): 1627-1633
- 张广文, 陈新军, 李纲. 东、黄海鲈鱼生物经济模型及管理策略探讨. 上海海洋大学学报, 2009, 18 (4): 447-452
- 唐启升. 中国专属经济区海洋生物资源与栖息环境. 北京: 科学出版社, 2006
- 由上龍嗣, 檜山義明, 依田真里等. 平成 18 年マサバ対馬暖流系群の資源評価. 西海区水産研究所, 2007.
- Akihikoyatsu TM, Watanabe C, Nishida H. Current stock status and management of chub mackerel, *Scomber japonicus*, along the Pacific coast of Japan-an example of allowable biological catch determination. Fish Sci, 2002, 68(1): 93-96
- Caddy JF, Refk R, Do-chi T. Productivity estimates for the mediterranean: Evidence of accelerating ecological change. Ocean and Coastal Management, 1995, 26(1): 1-18
- Chen Y, Paloheimo JE. Can a more realistic model error structure improve the parameter estimation in modelling the dynamics of fish populations. Fish Res, 1998, 38(1): 9-17
- Chen Y, Breen PA, Andrew NL. Impacts of outliers and mis-specification of priors on Bayesian fisheries-stock assessment. Can J Fish Aquat Sci, 2000, 57(11): 2293-2305
- Hill KT, Bergen DR, Crone PR. Stock assessment of Pacific mackerel with recommendations for the 2003-2004 management season (Executive Summary). Pacific Fishery Management Council, June 2003 Briefing Book, Exhibit G.3, Attachment, 15
- Hiyama Y, Yoda M, Ohshimo S. Stock size fluctuations in chub mackerel (*Scomber japonicas*) in the East China Sea and the Japan/East Sea Fish Oceanogr, 2002, 11(6): 347-353
- Hoggarth DD. Stock Assessment for Fishery Management: A Framework Guide to the Stock Assessment Tools of the Fisheries Management and Science Programme. Food & Agriculture Organ. 2006
- Kiparissis S, Tserpes G, Tsimenidis N. Aspects on the demography of Chub Mackerel (*Scomber japonicus* Houuttuyn, 1782) in the Hellenic Seas. Belg J Zool, 2000, 130(1): 3-7
- McAllister MK, Kirkwood GP. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model. ICES J Mar Sci: Journal du Conseil, 1998, 55(6): 1031-1060
- McAllister MK, Pikitch EK, Babcock EA. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. Can J Fish Aquat Sci, 2001, 58(9): 1871-1890
- Nishida T, Chen DG. Incorporating spatial autocorrelation into the general linear model with an application to the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) longline CPUE data. Fish Res, 2004, 70(2): 265-274
- Patterson K, Cook R, Darby C, et al. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting. Fish and Fish, 2001, 2(2): 125-157
- Punt AE, Hilborn R. BAYES-SA. Bayesian stock assessment methods in fisheries. User's Manual. FAO, 2001
- Punt AE. The performance of VPA-based management. Fish Res, 1997, 29(3): 217-243
- Punt AE, Hilborn RAY. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. Fish Biol Fish, 1997, 7(1): 35-63
- 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. Fish Res, 2006, 82(1): 194-203
- Sun CH, Chiang FS, Tsoa E, et al. The effects of El Niño on the mackerel purse-seine fishery harvests in Taiwan: An analysis integrating the barometric readings and sea surface temperature. Ecol Econ, 2006, 56(2): 268-279
- Walters C, Ludwig D. Calculation of Bayes posterior probability distributions for key population parameters. Can J Fish Aquat Sci, 1994, 51(3): 713-722
- Yatsu A, Watanabe T, Ishida M, et al. Environmental effects on recruitment and productivity of Japanese sardine (*Sardinops melanostictus*) and chub mackerel (*Scomber japonicus*) with recommendations for management. Fish Oceanogr, 2005, 14(4): 263-278

Bayesian Bio-economic Model and Management Strategy of Chub Mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Yellow Sea

WANG Congjun^{1,4}, WANG Jintao^{1,2,3,4}, CHEN Xinjun^{1,2,3,4}①, GUAN Wenjiang^{1,2,3,4}

(1. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306; 2 National Distant-water Fisheries Engineering Research Center, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306; 3. The Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306; 4. Collaborative Innovation Center for Distant-water Fisheries, Shanghai 201306)

Abstract According to the fishery data of light purse seine fisheries of China, Japan and South Korea and the associated economic data during 2000 to 2011, the Bayesian method was used to construct the bio-economic models of Chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Yellow Sea under three assumptions (uniform distribution, normal distribution and log-normal distribution). The resource status and economic benefits under three different management strategies (short-term, medium-term and long-term) were compared and the suitable management strategies were evaluated. The results showed that the most estimated expectation (except for B_{MSY} under the normal distribution scenario) of management reference points under the normal distribution and log-normal distribution was less than that under the uniform distribution. It suggested that from the biological perspective, if the harvest rate is settled to more than 0.4, the biomass after 2031 may collapse, and the more conservative management strategy should be settled the harvest rate at 0.3. The probability of $B_{2031} > B_{MSY}$ is greater than 0.85, and MSY is about 350 thousand tons. Likewise, if only from the economics perspective, the harvest rate is controlled at 0.1, the probability of $B_{2031} > B_{MEY}$ is 1, and the probability of $B_{2031} < B_{BE}$ is 0, it is able to maximize the economic benefits of fisheries and minimize the probability of economic inefficiency. This bio-economic model based on Bayesian method will be a useful tool for management strategy analysis for Chub mackerel.

Key words *Scomber japonicus*; Bayesian approach; Bio-economic model; Management strategy; East China Sea and Yellow Sea

① Corresponding author: CHEN Xinjun, E-mail: xjchen@shou.edu.cn