

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

李纲^{1,2,3}, 陈新军^{1,2,3*}, 官文江^{1,2,3}

(1. 上海海洋大学海洋学院, 上海 201306;

2. 上海海洋大学大洋生物资源开发和利用上海市高校重点实验室, 上海 201306;

3. 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)

摘要:运用基于贝叶斯的剩余产量模型,对东、黄海鲈资源进行评估,确定了当前鲈资源开发利用状态,估算了在不同收获率水平下未来5年鲈资源量和年总可捕捞量,分析了管理策略实施后鲈资源崩溃的风险。结果表明,2006年东、黄海鲈正遭受过度捕捞,但其资源量并未处于过度捕捞状态。决策分析表明,收获率为0.3是最适预防性的管理策略,在该策略下,鲈平均资源量将从2006年的451千吨将增加到2011年的871千吨,2011年资源量恢复到 B_{MSY} 的概率为0.48,而过度捕捞的概率为0。

关键词:鲈;资源评估;决策与风险分析;贝叶斯方法;剩余产量模型;东、黄海

中图分类号:S 937

文献标识码:A

鲈(*Scomber japonicus*)是一种中上层鱼类,广泛分布于太平洋、大西洋和印度洋温带及亚热带大陆架及其邻近海域^[1-2]。分布于东、黄海的鲈同属于对马群系^[3],主要为中国、日本、韩国和我国台湾省的灯光围网等渔业利用。近十年来,东、黄海鲈个体小型化、低龄化特征日益明显,渔获量波动加剧,资源量整体上呈现下降趋势,这意味着鲈资源可能已经处在过度开发状态。前人曾对东、黄海鲈资源进行了评估和估算^[2-4],但这些研究基本上没有考虑资源评估中存在的诸多不确定性。如张洪亮等^[4]根据1995-2006年群众传统灯光围网渔业数据,运用传统平衡剩余产量模型估算鲈的最大可持续产量(MSY)仅为6.45万吨。由于他们只采用了群众渔业生产统计,因此MSY被严重低估。随着人们对渔业资源变动规律认识的深入,资源评估模型中的不确定性和风险评估被应用到渔业资源评估研究中^[5]。基于贝叶斯原理的资源评估方法考虑了模型和参数值存在的不确定性,通过模型参数的

先验概率密度函数减少了不确定性,提高了资源评估结果的准确性和可靠性^[8-9],在渔业资源评估研究中得到了广泛的运用^[5-11]。为此,本文根据1997-2006年中、日、韩三国鲈灯光围网的渔获量数据,以剩余产量模型为基础,运用贝叶斯方法对鲈资源进行了评估,对资源评估中存在的确定性以及采取的管理措施可能存在的风险进行了分析,以期科学利用和管理鲈资源提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 渔获量和单位捕捞努力量数据

渔获量数据来源于1997-2006年中、日、韩灯光围网渔业生产统计数据(表1),单位网次产量(CPUE, t/haul)数据来源于1998-2006年我国大型灯光围网渔业,并用Generalized additive model(GAM)模型进行了标准化处理^[12],作为鲈资源丰度的相对指数^[13-15](表1),因此可以假设年CPUE,即 I_t 和年资源量 B_t 成正比:

收稿日期:2008-04-08 修回日期:2009-05-30

资助项目:国家“八六三”高技术研究发展计划(2007AA092202);国家科技支撑计划(2006BAD09A05);上海市捕捞学重点学科(S30702);上海市教委科研创新项目(10YS131);上海高校选拔培养优秀青年教师基金(SSC08009)

通讯作者:陈新军, Tel:021-61900306, E-mail: xjchen@shou.edu.cn

表 1 东、黄海中、日、韩鲈围网渔业渔获量和 CPUE^[12]

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

年份 year	渔获量 (千吨) catch (1 000 t)					标准 CPUE standardized CPUE (t/haul)
	中国(大型) China(large)	中国(传统) China(traditional)	日本 Japan	韩国 Korea	合计 total	
1997	27	17	211	158	413	
1998	40	9	165	163	377	17.3
1999	87	31	108	150	376	20.8
2000	34	14	89	118	255	10.1
2001	41	30	78	191	340	15.2
2002	37	28	86	138	289	18.4
2003	43	66	83	115	306	9.7
2004	47	85	83	174	389	12.8
2005	42	84	87	120	334	9.9
2006	33	30	90	100	253	9.4

注:中国(大型)和中国(传统)分别表示中国大型围网渔业和群众传统围网渔业。

Notes: China (large) and China (traditional) refer to the Chinese large and traditional purse seine fishery respectively.

$$I_t = qB_t e^{\varepsilon_t - \frac{\sigma^2}{2}} \quad \varepsilon_t \subset N(0, \sigma^2) \quad (1)$$

式中, q 为可捕系数; ε_t 为误差项。

1.2 剩余产量模型

剩余产量模型中, Schaefer 剩余产量模型应用的最为广泛^[13]。其离散时间形式如下:

$$B_t = B_{t-1} + rB_{t-1} \left(1 - \frac{B_{t-1}}{K}\right) \quad (2)$$

式中, B_t 为 t 年的资源量; B_{t-1} 为 $t-1$ 年时的资源量; r 为内禀自然增长率; K 为环境容纳量, 未开发时的平衡资源量; C_{t-1} 为 $t-1$ 年的渔获量^[13]。

在资源评估中, 通常假设需要评估的最初一年的资源量 B_1 等于环境容纳量 K ^[7, 16]。由于本文资源评估时间从 1998 年开始, 而我国围网渔业在 1951 年就已开始捕捞鲈^[17], 因此以日本^[8] 估算的 1997 年鲈资源量(878 千吨)为基础, 并假设该年资源量与中、日、韩 3 国围网渔业的总渔获量成正比, 对 1997 年资源量进行修正。修正结果为 985 千吨, 作为资源评估的初始资源量 B_1 。

1.3 确定备选管理策略

以收获率 (harvest rate) 作为鲈资源管理策略。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。因此, 未来 t 年的渔获量:

$$C_t = h_t B_t e^{\varepsilon_t}, \quad \varepsilon_t \subset N(0, 1^2) \quad (3)$$

式中, C_t 为 t 年的渔获量 (千吨); h_t 为收获率; B_t 为 t 年的资源量 (千吨); ε_t 为误差项。

1.4 似然函数

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:

$$L(I | \theta) = \prod_{t=1998}^{2006} \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \left[\frac{[\text{Log}(I_t) - \text{Log}(qB_t)]^2}{2\sigma^2} \right] \quad (4)$$

由于渔获量和 CPUE 数据的时间序列太短而无法估算标准差 σ , 因此 σ 被设定 0.2^[16]。

1.5 剩余产量模型参数的先验分布

每一备选假设的后验概率分布, 在结合了剩余产量模型参数的先验概率分布以及 CPUE 数据后, 根据贝叶斯法则计算得到^[6-7, 18]。贝叶斯法则可表述:

$$P(\theta | data) = \frac{P(\theta)L(data | \theta)}{\sum P(\theta | data)L(data | \theta)} \quad (5)$$

式中, $P(\theta | data)$ 为矢量 θ 在给定数据 $data$ 时的联合概率; $P(data)$ 为数据 $data$ 的先验概率; $P(\theta | data)$ 为数据 $data$ 在给定矢量 θ 时的概率, 即似然。

对剩余产量模型, 参数 r 、 K 、 q 在给定 CPUE 数据时的联合概率分布可由下式计算:

$$P(r, K, q | I) \subset P(r)P(K)P(q)L(I | r, K, q) \quad (6)$$

根据 Sullivan^[19], 非鳕科鱼类的内禀自然增长率 r 可用下式估算:

$$r = 0.947 + 1.189k - 0.095 \text{Ln}(W_{\infty}) \quad (7)$$

式中: k 为 von Bertalanffy 生长方程参数; W_{∞} 为可达到的最大体重。 k 和 W_{∞} 分别为 0.49 y/r 和 946.84 g^[20], 则估算的 r 为 0.879。

确定参数的先验分布是贝叶斯分析的关键^[6, 8], 一般需要用敏感性分析的结果对所选的先验分布进行检验^[7]。为此, 本文对参数 r 、 K 、 q 的先验分布设定了均匀分布、正态分布和对数正态分布 3 种方案。为避免出现和生物学意义不

相符的数值,各方案参数的上、下边界均相同(表2)。其中, r 的对数正态分布是这样定义的:对数中值等于0.879,对数均值等于1.088,对数标准差等于0.879^[5],因此 r 的对数正态分布服从 $(-0.17, 0.71^2)$ 。对于 K ,下边界500千吨近似等于

1973-2006年的最大渔获量^[3,7]。为使上边界值对后验概率的影响尽可能小,上边界值被设定为3000千吨。对于可捕系数 q ,假设 $\text{Log}(q) \sim U(-20, 0)$,该假设使 q 的分布范围很大,对 q 的后验概率基本不产生影响^[7]。

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 scenarios	r	K	$\text{Log}(q)$
基准方案 baseline case	$U(0.1, 2)$	$U(500, 3000)$	$U(-20, 0)$
正态方案 normal case	$N(0.88, 0.44^2)$	$N(1500, 500^2)$	$U(-20, 0)$
对数正态方案 Log-normal case	$\text{Log-normal}(-0.17, 0.71^2)$	$U[\text{Log}(500), \text{log}(3000)]$	$U(-20, 0)$
上、下边界 upper and lower boundary	$[0.1, 2]$	$[500, 300]$	$[-20, 0]$

1.6 边际后验概率的计算

MCMC(markov chain monte carlo algorithm)算法被用来计算参数 r, K, q 的联合后验概率分布以及边际后验概率分布。MCMC算法参考Punt等^[7],共进行了50000次运算,前5000次结果舍弃,后45000次运算的结果,每40次储存一次。MCMC算法的结果储存在矢量 θ ,矢量 θ 包含参数 r, K, q 及其联合后验概率 P 和2006年的资源量 B_{2006} 5个因子,这样一共得到1125个矢量 θ 。在给定一定的间隔后,由1125个 r, K 可以得到 r, K 的边际后验概率分布。

1.7 管理策略的实施效果

评估备选管理策略实施期限为2007年至2011年,评价指标包括:(1)2011年鲈资源损耗率(depletion),即2011年鲈资源量与 K 的比值(B_{2011}/K);(2)2011年鲈资源量大于2006年鲈资源量的概率 $P(B_{2011} > B_{2006})$;(3)2011年鲈资源量大于 $0.5K$,即大于 B_{MSY} 的概率 $P(B_{2011} > 0.5K)$;(4)2011年鲈资源量小于 $0.25K$,即小于 $B_{\text{MSY}}/4$ 的概率 $P(B_{2011} < 0.125K)$ 。上述指标的计算方法和步骤见文献^[7,16]。

1.8 备选管理策略执行结果的风险分析

定义了四个指标对每一备选管理策略实施后的结果进行风险分析,分别为:(1)管理策略实施期间(2007-2011年)的总渔获量;(2)管理策略实施期间观察到的最低资源量;(3)2011年的资源量;(4)管理策略实施期间,年渔获量的波动变化(变异系数)。

评价管理策略优劣时,应在保护资源(最低资源量的值和2011年资源量)和利用资源上(总

渔获量、渔获量年际变化)取得平衡,以实现资源的可持续利用。

1.9 生物学参考点

与MSY有关的生物学参考点包括 $F_{\text{MSY}}, B_{\text{MSY}}, F_{0.1}$ 等^[21-25],计算公式如下:

$$F_{\text{MSY}} = \frac{r}{2} \quad (8)$$

$$F_{0.1} = 0.45r \quad (9)$$

$$\text{MSY} = \frac{rK}{4} \quad (10)$$

$$B_{\text{MSY}} = \frac{K}{2} \quad (11)$$

$$F_i = qf_i = q \frac{C_i}{C_i + f_i} = q \frac{C_i}{I_i} \quad (13)$$

以 $F_{0.1}$ 作为捕捞死亡系数的目标参考点 F_{targ} ,以 F_{MSY} 作为限制参考点 $F_{\text{lim}}, B_{\text{MSY}}$ 作为资源量的目标参考点 B_{targ} ^[25-27], $B_{\text{MSY}}/4$ 作为限制参考点 B_{lim} ,用来判断当前渔业及资源状况。

2 结果

2.1 后验概率分布和期望值

各方案 r 的边际后验概率分布都向左偏斜(图1-a)。源自均匀分布(基准方案) K 的后验概率期望值比源自其它两种分布的后验概率期望值要大(表3),其分布曲线向左边低值区偏移(图1-b)。估算的 r 的后验概率分布在各方案下的平均值分别为0.74、0.82和0.87,变异系数相差较小(表3)。在基准方案下, r 和 K 先验概率服从均匀分布,但 r 和 K 的后验概率与他们的先验概率分布相比,差异很大(图2),这表明与先验概率分布相比,数据对参数 r 和 K 的后验概率

分布产生了巨大影响。

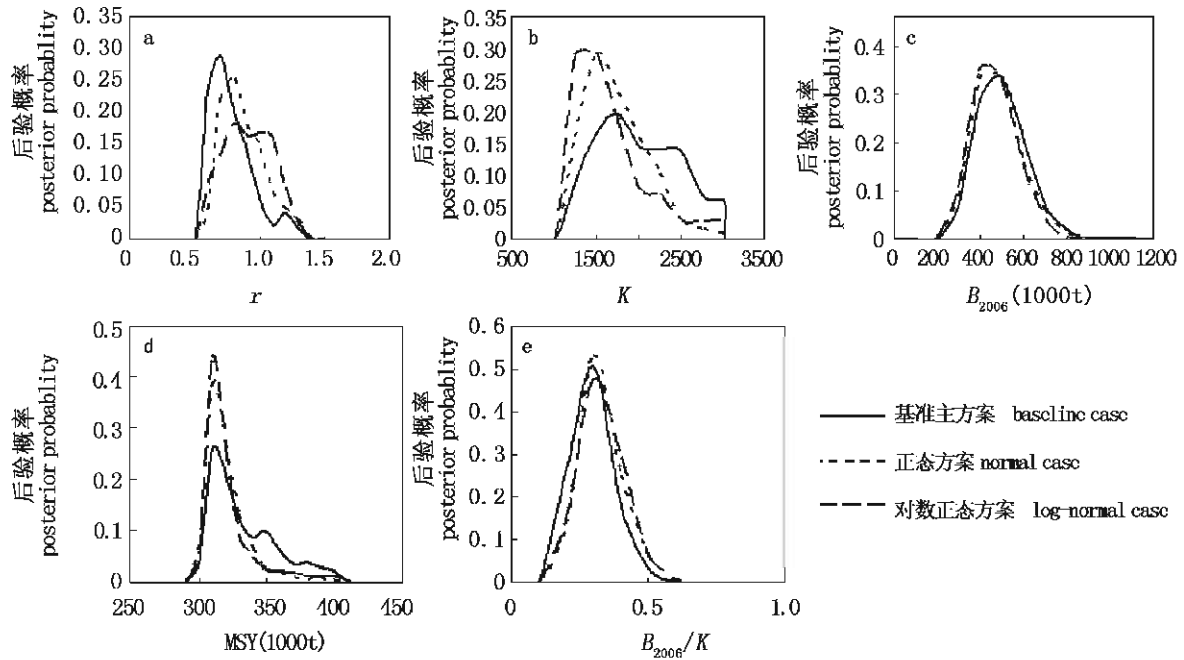


图 1 不同方案下的边际概率分布

(a) r ; (b) K ; (c) 2006 年资源量 B_{2006} ; (d) B_{2006}/K ; (e) MSY

Fig. 1 Marginal posterior probability distributions for (a) r , (b) K , (c) B_{2006} , (d) B_{2006}/K (e) MSY under different scenarios

表 3 不同方案下的管理参数后验概率平均值

Tab. 3 Posterior means and coefficient of variations (CVs) for various management parameters for the three prior scenarios

方案 scenarios	管理参数的平均值 mean of the management parameters				
	K	r	MSY	B_{2006}	B_{2006}/K
基准方案 baseline case	1888 (0.26)	0.74 (0.23)	328 (0.08)	451 (0.25)	0.25 (0.31)
正态方案 normal case	1607 (0.23)	0.82 (0.20)	316 (0.05)	433 (0.26)	0.28 (0.28)
对数正态方案 Log-normal case	1554 (0.28)	0.87 (0.22)	317 (0.07)	421 (0.26)	0.28 (0.30)

注:括号内数值为变异系数。

Notes: the values in the brackets are the CVs.

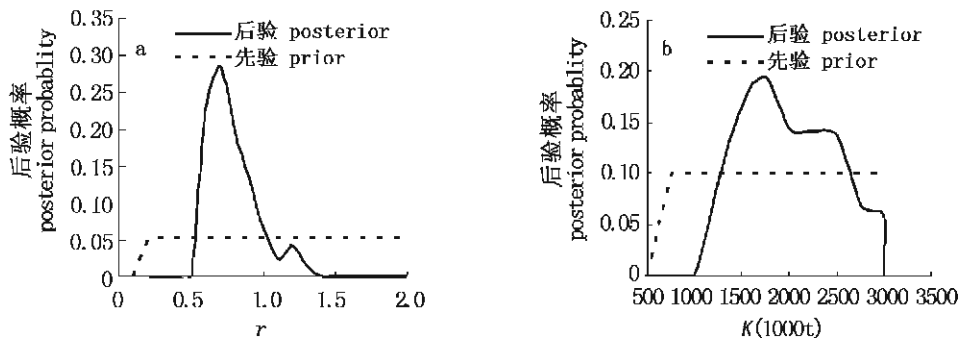


图 2 基准方案下先验概率分布和 Bayesian 后验概率分布比较

(a) r 的先验和后验概率分布; (b) K 的先验和后验概率分布

Fig. 2 Prior and Bayesian posterior probability distributions for (a) r and (b) K using baseline scenario

2006 年鲈资源量明显比未开发时的资源量 K 小(图 1-b、1-c), 且 1997 - 2006 年间鲈资源量

逐年下降(图3)。不同方案下,2006年资源量及其损耗率以及MSY的后验概率没有 r 和 K 的边际后验概率那么敏感,即与 r 和 K 的边际后验概率相比,由不同 r 、 K 分布假设得出的 B_{2006} 、 B_{2006}/K 和MSY后验概率分布之间相差较小(图1-c、1-d、1-e)。基准方案得出的 B_{2006} 和MSY后验分布的期望值比正态方案和对数正态方案得出的 B_{2006} 和MSY后验分布的期望值稍大,但 B_{2006}/K 的后验概率分布期望值在3种方案下却基本相同(表3)。

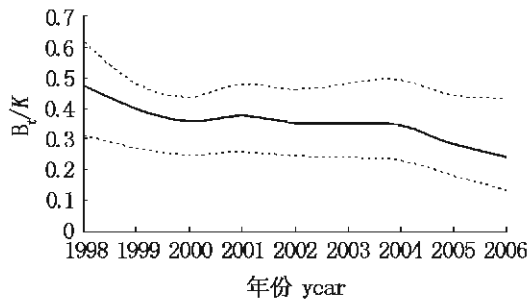


图3 1997-2006年鲈资源计算值相对于 K 的比值及其95%置信区间

Fig. 3 Estimated stock biomass of chub mackerel relative to K from 1997 to 2006 and 95% probability intervals

表4 不同方案下的估算的生物学参考点、2006年的资源量和捕捞死亡系数的统计量

Tab. 4 Summary statistics for the estimated BRPs, B_{2006} and F_{2006} for different scenarios

方案 scenarios	参数 parameters	平均值 mean	中值 median	5%分位数 5% percentile	95%分位数 95% percentile
基准方案 baseline case	B_{MSY} (1 000 t)	944	917	556	1395
	$0.25B_{MSY}$ (1 000 t)	236	229	139	349
	B_{2006} (1 000 t)	451	436	239	656
	$F_{0.1}$	0.33	0.31	0.25	0.51
	F_{MSY}	0.37	0.35	0.27	0.57
	F_{2006}	0.54	0.52	0.43	0.69
正态方案 normal case	B_{MSY} (1 000 t)	804	776	547	1138
	F_{2006}	0.56	0.55	0.45	0.75
	$0.25B_{MSY}$ (1 000 t)	201	194	137	285
	B_{2006} (1 000 t)	437	405	254	713
	$F_{0.1}$	0.37	0.36	0.27	0.52
	F_{MSY}	0.41	0.39	0.30	0.58
对数正态方案 Log-normal case	B_{MSY} (1 000 t)	777	708	545	1281
	$0.25B_{MSY}$ (1 000 t)	194	177	136	320
	B_{2006} (1 000 t)	433	399	248	786
	$F_{0.1}$	0.39	0.39	0.25	0.52
	F_{MSY}	0.43	0.43	0.28	0.58
	F_{2006}	0.58	0.57	0.45	0.76

2.2 当前资源状况

不同方案下,与资源相关的生物学参考点值从基准方案到对数正态方案依次递减,呈下降趋势。而与捕捞死亡系数相关的生物学参考点却呈向相反的方向变化(表4)。当前的资源量 B_{2006} 和捕捞死亡系数 F_{2006} 在不同方案下同样有这样的变化趋势(表4)。

F_{2006} 和 F_{MSY} 均值表明当前(2006)3种方案下东、黄海鲈资源正遭受过度捕捞。3种方案估算得到的2006年资源量均大于生物参考点 $0.25B_{MSY}$,因此当前东、黄海鲈资源没有处在过度捕捞的状态(表4)。

2.3 决策分析

从表5可知,收获率控制在0.5以下,3种方案下2011年的资源量均高于2006年的资源量。当收获率维持在0.5的水平时,2011年的资源量水平则很低, B_{2011}/K 的平均值在基准方案下仅为0.29、正态方案下为0.35、对数正态方案下0.38,但2011年资源量大于2006年资源量的概率仍然超过50%(表5,图4)。若收获率继续增加,2011年资源量大于2006年资源量的概率则继续下降,资源崩溃的风险则不断增加。

在给定收获率的情况下, r 的对数正态分布比其他分布得到的结果更为乐观, r 先验分布的平均值越大, 2011 年的资源量也越大。总之, r 的先验分布的期望值增加, 资源量增加的概率则会提高, 而过度捕捞 (overfished) 的概率则下降 (表 5)。

2.4 风险分析

未来 5 年总渔获量随收获率的增加而增加, 2011 年的资源量和未来 5 年间的最低资源量随收获率的增加而减少, 渔获量变异系数随收获率增加先减少后增加 (表 6)。在所有 3 种方案下, 收获率等于 0.5 时, 总渔获量达到最大且 5 年间渔获量波动最小, 但 2011 年的资源量却处于较低水平, 且最小资源量的平均值已经小于 500 千吨 (表 6, 图 5)。收获率大于等于 0.3 时, 总渔获量超过 1000 千吨, 而当收获率大于 0.5 时, 总渔获量则开始减少 (表 6)。

从渔业管理的角度出发, 收获率 0.3 时为最佳, 因为它相对于收获率为 0.4 更保守, 虽然总渔获量比收获率为 0.4 时有了小幅减少, 但 2011 年的资源量却提高很多 (表 6), 资源量增加的概率大为提高 (表 5)。

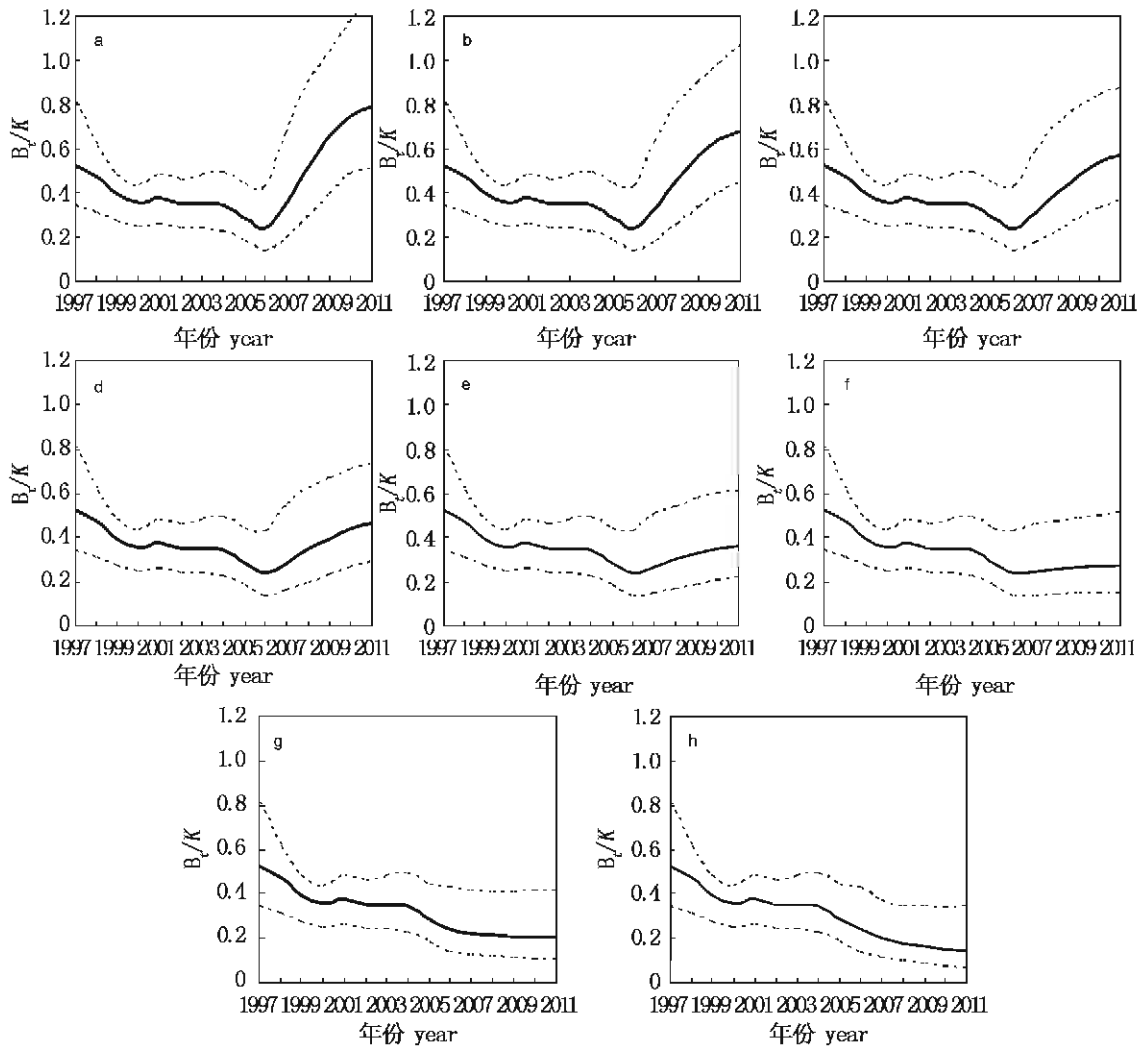
3 讨论

3.1 先验和后验概率分布

贝叶斯资源评估把可渔业数据 (如渔获量和 CPUE) 与基于主观判断或者前人的研究结果相结合, 为每一备选假设推断出后验概率^[11, 28]。目前, 对如何推断先验概率分布仍存在很多争议^[29], 其中一个主要原因是选择的先验概率分布对资源评估结果会产生影响^[6, 8], 甚至导致错误的结果^[7]。比如, 如果所用的数据不是有信息的, 那么后验概率的估算结果可能完全由先验概率主导和控制^[5, 7]。

表 5 3 种方案在不同收获率下的 2011 年鲈资源状况及其概率
Tab. 5 Probability of projected stock biomass of chub mackerel for alternative harvest rates under three scenarios in 2011

方案 scenarios	收获率 harvest rate	$P(B_{2011} < 0.125K)$	$P(B_{2011} > 0.5K)$	$P(B_{2011} > B_{2006})$	B_{2011}/K
基准方案 baseline case	0	0.00	1.00	1.00	0.91
	0.1	0.00	0.98	1.00	0.76
	0.2	0.00	0.80	1.00	0.62
	0.3	0.00	0.47	1.00	0.49
	0.4	0.00	0.21	1.00	0.38
	0.5	0.03	0.08	0.57	0.29
	0.6	0.26	0.02	0.21	0.21
正态方案 normal case	0.7	0.53	0	0.08	0.15
	0	0.00	1.00	1.00	0.95
	0.1	0.00	1.00	1.00	0.82
	0.2	0.00	0.94	1.00	0.69
	0.3	0.00	0.70	1.00	0.57
	0.4	0.00	0.39	0.99	0.45
	0.5	0.01	0.13	0.79	0.35
对数正态方案 Log-normal case	0.6	0.07	0.02	0.36	0.27
	0.7	0.29	0	0.14	0.20
	0	0.00	1.00	1.00	0.96
	0.1	0.00	0.99	1.00	0.83
	0.2	0.00	0.91	1.00	0.70
	0.3	0.00	0.76	1.00	0.59
	0.4	0.00	0.52	1.00	0.48
0.5	0.02	0.23	0.81	0.38	
0.6	0.10	0.03	0.49	0.30	
0.7	0.23	0.00	0.22	0.22	



图中黑实线为中值,虚线为 95% 置信区间。图 a 至 h 分别表示收获率等于 0, 0.1, ..., 0.70。

图 4 基准方案下不同收获率时 2007-2011 年资源量与 K 的比值

Fig. 4 Median and 95% confidence intervals for the ratios of stock biomass divided by K from 2007 to 2011 with alternative harvesting rate under the baseline case

Punt 等^[7]建议, r 、 K 、 q 的默认先验概率分布应为均匀分布或者对数均匀分布。但是无论用哪一种分布, 当应用贝叶斯资源评估方法时, 一个重要的诊断方法就是对后验概率分布与先验概率分布进行比较分析。在本研究中, r 、 K 、 q 的默认先验概率分布选择均匀分布, 并将该分布作为参考分布和基准方案。本文的结果表明, 在基准方案中, r 、 K 的先验和后验概率分布以及模型的输出结果存在很大差异, 其后验概率分布更加接近于正态分布(图 2)。此外, 在正态方案和对数正态方案中, r 、 K 的先验概率分布与其后验概率分布同样存在很大差异(表 2、表 3、图 1-a 和图 1-b)。以上分析表明, 对于剩余产量模型参数的

每一种假设的先验概率分布, 本文所用数据提供了足够多的信息。

为了评价 r 、 K 先验概率分布对资源评估结果的影响, 本文分别考虑了 3 种 r 、 K 不同的先验分布的组合, 即均匀、正态和对数正态分布 3 种方案, 并对每一方案的参数分布进行了估算(图 1-a 和 1-b)。敏感性分析的结果显示基准方案和正态方案估算的 r 的后验概率分布非常相似, 而正态方案和对数正态方案得到的 K 的后验概率分布非常相似。此外, MSY、2006 年资源量及其资源损耗率的后验概率分布在种方案间的差异也很小(图 1-c、1-d、1-e)。以上结果表明资源评估的结果对剩余产量模型参数的先验概率分布不敏感。

表 6 风险分析中 4 项指标的平均值

Tab. 6 Mean values of four measures used in the risk analysis

方案 scenarios	收获率 harvest rate	总渔获量 total catch (1 000 t)	渔获量的变异系数 CV of catch	最低资源量 lowest biomass (1 000 t)	2011 年资源量 biomass of 2011 (1 000 t)
基准方案 baseline case	0	0	0	694	1670
	0.1	521	0.29	649	1378
	0.2	876	0.24	603	1110
	0.3	1091	0.18	557	871
	0.4	1189	0.11	511	664
	0.5	1198	0.06	444	490
	0.6	1140	0.10	334	349
	0.7	1036	0.20	230	239
正态方案 normal case	0	0	0	679	1512
	0.1	504	0.27	635	1286
	0.2	864	0.23	592	1070
	0.3	1096	0.18	549	869
	0.4	1219	0.13	505	688
	0.5	1252	0.067	454	528
	0.6	1214	0.074	369	393
	0.7	1125	0.14	274	281
对数正态方案 Log-normal case	0	0	0	669	1453
	0.1	493	0.26	627	1243
	0.2	852	0.22	585	1044
	0.3	1089	0.18	543	859
	0.4	1221	0.13	501	689
	0.5	1266	0.075	451	539
	0.6	1240	0.078	376	409
	0.7	1162	0.12	291	300

3.2 鲈资源状况分析

贝叶斯资源评估方法模拟的资源量相对于 K 的比值表明,鲈资源量从 1997 年起开始持续下降。东、黄海鲈资源自二十世纪九十年代下降,特别是在九十年代后期^[2-3],日本水产研究机构的资源评估结果也显示 1999-2006 年东、黄海鲈资源量处于历史最低水平^[3]。作为一种中上层鱼类,鲈资源变动受水温等环境因素的影响^[30-33],但影响鲈群体数量变动的主要原因可能是捕捞。我国群众渔业灯光围网渔业主要渔获物是鲈幼鱼以及未性成熟的鲈,其年渔获量从 1998 年的 1.3 万吨增长到 2005 年的 8.4 万吨,而网组数量则从 2005 年 200 组增加到 2005 年的 600 组^[4]。过去 10 年间,日本和韩国围网渔业渔获主要由当龄鱼和 1 龄鱼组成^[2-3]。上述分析表明,过去十年高强度的捕捞是以鲈资源的巨大消耗为代价,如 2006 年渔获量占资源量的 55%~60%,超过了 2006 年鲈资源的可持续产量。

3.3 鲈资源管理

表 5 的结果阐述了如何在获得高渔获量与保持渔业资源可持续状态间取得平衡,这是决策者选择最佳管理规则时应遵循的基本原则。依据该原则,决策者可以根据不同的方案,得到不同的可接受策略,比如 2011 年的资源量大于 0.5 K 。对于基准方案和正态方案,最佳管理策略是将收获率设定为 0.3。对于对数正态方案,收获率为 0.4 是最佳的开发水平。相对于正态和对数正态方案,基准方案得到结果最为悲观,即 2011 年鲈资源量最低、资源崩溃的概率最大(表 6),因此选择基准方案下最佳管理策略的最“安全”。虽然收获率等于 0.5 时,可以获得最大渔获量,但鲈资源仍然会维持在 2006 年的低水平上,而且过度捕捞的风险也在增加。因此,0.3 的收获率在未来 5 年的管理期是最佳管理策略。

风险分析结果支持了收获率设定为 0.3 时是最佳管理规则的选择和判断,在该收获率下,

鲈平均资源量将从 2006 年的 451 千吨增加到 2011 年的 871 千吨,恢复到 B_{MSY} (944 千吨) 概率为 0.48, 过度捕捞 (资源量低于 246 千吨) 的概率为 0。收获率设定为 0.3, 那么未来 5 年管理期间, 东、黄海鲈总可捕捞量不能超过 1091 千吨, 各年的总可捕捞量分别为 2007 年 167 千吨、2008 年的 197 千吨、2009 年的 224 千吨、2010 年的 246 千吨和 2011 年的 263 千吨。

对于过度捕捞的鱼类种群, B_{MSY} 被认为是恢复资源的目标参考点^[22]。对东、黄海鲈资源的风险分析结果表明, 收获率为 0.3 是一个预防性的规则, 该管理规则意味着当前的收获率过高, 必须削减, 以使 2011 年的资源量恢复到 B_{MSY} 的水平。东、黄海鲈资源实施收获率为 0.3 的管理策略后, 未来 5 年鲈渔获量和资源量均持续增加。虽然 2007 年的渔获量较低, 但到 2011 年, 渔获量可增加 97 千吨, 资源量增加 318 千吨, 接近 1997 年的水平。在未采取管理措施的情况下, 假设 2007–2011 年收获率水平保持 2006 年的水平, 5 年间渔获量虽然相对较高, 但资源量仍处于低水平, 增长缓慢。

参考文献:

- [1] Kiparissis S, Tserpes G, Tsimenidis N. Aspects on the demography of chub mackerel (*Scomber japonicus* Houttuyn, 1782) in the Hellenic Seas [J]. Belgian Journal of Zoology, 2000, 130 (Suppl. 1): 3–7.
- [2] 唐启升. 中国专属经济区海洋生物资源与栖息环境 [M]. 北京: 科学出版社, 2006: 599–607.
- [3] 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 [R/OL]. わが国周辺の水産資源の現状を知るために, 2007: 1–27 [2007–3–11]. <http://abchan.job.affrc.go.jp/digests17/details/1806.pdf>.
- [4] 张洪亮, 周水东, 姚光展. 浙江群众传统灯光围网渔业利用资源状况分析 [J]. 海洋渔业, 29(2): 174–178.
- [5] Stobberup K A, Erzini K. Assessing mackerel scad, *Decapterus macarellus*, in Cape Verde: Using a Bayesian approach to biomass dynamic modelling in a data-limited situation [J]. Fisheries Research, 2006, 82: 194–203.
- [6] McAllister M K, Pikitch E K, Punt A E, et al. A Bayesian approach to stock assessment and harvest decisions using the sampling/importance resampling algorithm [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 1994, 51: 2673–2687.
- [7] Punt A E, Hilborn R. BAYES-SA: Bayesian stock assessment methods in fisheries [R]. User's manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries). 2001, No. 12, Rome, FAO.
- [8] Chen Y, Breen P A, Andrew N L. Impacts of outliers and misspecification of priors on Bayesian fisheries-stock assessment [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 2000, 57: 2293–2305.
- [9] Chen Y, Jiao Y, Chen L Q. Developing robust frequentist and Bayesian fish stock assessment methods [J]. Fish and Fisheries, 2003, 4: 105–120.
- [10] Hvingel C, Kingsley M C S. A framework to model shrimp (*Pandalus borealis*) stock dynamics and to quantify the risk associated with alternative management options, using Bayesian methods [J]. ICES Journal of Marine Science, 2006, 63: 68–82.
- [11] Booth A J, Quinn T J. Maximum likelihood and Bayesian approaches to stock assessment when data are questionable [J]. Fisheries Research, 2006, 80: 169–181.
- [12] 李纲, 陈新军, 田思泉. 我国东、黄海鲈灯光围网渔业 CPUE 标准化研究 [J]. 水产学报, 2009, 33(6): 1050–1059.
- [13] Hilborn R, Walters C J. Quantitative fisheries stock assessment choice, dynamics and uncertainty [M]. Boston, Kluwer Academic Publishers, 2001: 321–323.
- [14] Nishida T, Chen D G. Incorporating spatial autocorrelation into the general linear model with an application to the yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) longline CPUE data [J]. Fisheries Research, 2004, 70: 265–274.
- [15] Maunder M N, Punt A E. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches [J]. Fisheries Research, 2004, 70: 141–159.
- [16] McAllister M K and Kirkwood G P. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model [J]. ICES Journal of Marine Science, 1998, 55: 1031–1060.
- [17] 张孝威. 鲈 [M]. 北京: 农业出版社, 1983: 5–37.
- [18] Quinn G P, Keough M J. Experimental design and

- data analysis for biologists [M]. Cambridge, Cambridge University Press, 2002: 27 - 29.
- [19] Sullivan K J. The estimation of parameters of the multispecies production model [J]. ICES Marine Science Symposium, 1991, 193: 185 - 193.
- [20] Li G, Chen X J, Feng B. Age and Growth of Chub Mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China and Yellow Seas Using Sectioned Otolith Samples [J]. J Ocean Univ China (Oceanic and Coastal Sea Research), 2008, 7(4): 55 - 59.
- [21] Caddy J F. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations [R]. FAO Fisheries Technical Paper, 1998, 379, Rome, FAO.
- [22] FAO. Precautionary approach to fisheries; Part 1. Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions [R]. FAO Fisheries Technical Paper, 1995, 350, Rome, FAO.
- [23] FAO. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Part 2. FAO Tech. Guidelines for Responsible Fisheries [R]. FAO Fisheries Technical Paper, 1996, 350, Rome, FAO.
- [24] Hoggarth D D, Abeyasekera S, Arthur R, *et al.* Stock assessment for fishery management — A framework guide to the stock assessment tools of Fisheries Management Science Program (FMSP) [R]. FAO Fisheries Technical Paper, 2006, 487, Rome, FAO.
- [25] Caddy J F, Mahon R. Reference points fisheries management [R]. Rome; FAO Fisheries Technical Paper, 1998:347.
- [26] Gabriel W L, Mace P D. A review of biological reference points in the context of the precautionary approach [R]. 1999 NOAA Technical Memorandum, NMFS-F/SPO.
- [27] Cochrane K L. A fishery manager's guidebook: management measures and their application [R]. FAO Fisheries Technical Paper, 2002, 424, Rome, FAO.
- [28] Punt A E, Hilborn R. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach [J]. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 1997, 7: 35 - 63.
- [29] Walters C J, Ludwig D. Calculation of Bayes posterior probability distribution for key population parameters: a simplified approach [J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 1994, 51: 713 - 722.
- [30] Hiyama Y, Yoda M, Ohshimo S. Stock size fluctuations in chub mackerel (*Scomber japonicus*) in the East China Sea and the Japan, East Sea [J]. Fisheries Oceanography, 2002, 11: 347 - 353.
- [31] 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 [J]. Fisheries Oceanography, 2005, 14: 263 - 278.
- [32] Sun C H, Chiang F S, Soac E T, *et al.* The effects of El Nino on the mackerel purse-seine fishery harvests in Taiwan: An analysis integrating the barometric readings and sea surface temperature [J]. Ecological Economics, 2006, 56: 268 - 279.
- [33] Yatsuya A, Mitana T, Watanabe C, *et al.* Current stock status and management of chub mackerel, *Scomber japonicus*, along the Pacific coast of Japan an example of allowable biological catch determination [J]. Fisheries Science, 2002, 68 (Suppl. 1): 93 - 96.

Stock assessment and risk analysis of management strategies for *Scomber japonicus* in the East China Sea and Yellow Sea using a Bayesian approach

LI Gang^{1,2,3}, CHEN Xin-jun^{1,2,3*}, GUAN Wen-jiang^{1,2,3}

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

2. The Key Laboratory of Shanghai Education Commission for Oceanic Fisheries Resources Exploitation, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;

3. The Key Laboratory of Sustainable Exploitation of Oceanic Fisheries Resources, Ministry of Education, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

Abstract: Chub mackerel (*Scomber japonicus*) is an important commercial fish species in the East China Sea and Yellow Sea. Since 1997, the annual catch of chub mackerel has been decreasing. It is necessary to assess its stock size and manage it properly. The stock assessment and risk analysis of the management strategy for chub mackerel was carried out using a Bayesian surplus production model, and the stock status was determined. The stock biomass, annual total allowable catch and probability that the stock would collapse in the next 5 years were also estimated. The results indicated that the stock of chub mackerel in the East China Sea and the Yellow sea was in the state of "overfishing", but not overfished in 2006. The decision analysis showed that harvest rate of 0.3 was the optimum management regulation with precautionary approach, under this harvest rate the average stock biomass would increase from 451 thousand tons in 2006 to 871 thousand tons in 2011, the probability that stock biomass in 2011 reaching BMSY would be 0.47, and the probability of having an overfished stock would be 0.

Key words: *Scomber japonicus*; stock assessment; decision and risk analysis; Bayesian approach; surplus production model; East China Sea and Yellow Sea

Corresponding author: CHEN Xin-jun. E-mail; xjchen@shou.edu.cn