

DOI: 10.3724/SP.J.1118.2013.01039

基于多源数据的东海小黄鱼资源评估与管理

刘尊雷¹, 严利平¹, 袁兴伟¹, 杨林林¹, 刘勇¹, 黎雨轩¹, 李圣法¹,
程家骅¹, 吴颖²

1. 中国水产科学研究院 东海水产研究所, 农业部东海与远洋渔业资源开发利用重点实验室, 上海 200090;

2. 唐山市科学技术情报研究所, 河北 唐山 063000

摘要: 为建立稳定环境和波动环境机制下预防性渔业管理生物参考点, 整合调查设计和渔捞日志等多源资源指标构建混合矩阵, 利用 logistic 和 Fox 剩余产量模型的两步分析技术, 对东海区小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)渔业资源动态进行评估。模型估算参数和管理参考点显示, Fox 模型对渔获量和 CPUE 拟合的方差贡献率高于 logistic 模型, 两者分别为 68%和 57%, 环境承载力和内禀增长率相差较大。logistic 模型估算了相对较低的承载力和较高的内禀增长率、初始开发率以及 MSY。稳定环境下资源状况评判结果表明: 1999–2008 年间多数年份的捕捞强度超过捕捞水平限制参考点, 渔业遭受过度开发, 平均资源量保持在中位水平且未达到过度捕捞状态, 但已超过目标参考点; 波动环境条件下的判别结果显示: logistic 和 Fox 模型拟合的渔业水平均已达到过度捕捞。采用保护性捕捞参考点可增强渔业资源稳定性, 当捕捞死亡从参考点 F_{MSY} 降至预防性参考点 F_{opt} , logistic 模型估算资源量从 8.1 t 上升到 10.1 t, 而渔获量从 13.1 t 下降至 12.3 t; Fox 模型资源量则从 11 t 增加到 15.9 t, 相应的捕捞产量从 12.8 t 下降到 11.6 t。Fox 模型评估结果较为保守, 适合预防性渔业管理。

关键词: 东海; 小黄鱼; 混合矩阵; 产量模型

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2013)05-1039-11

小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)是广泛分布于渤海、黄海和东海中北部的暖温性底层鱼类, 曾经为中、日、韩的重要捕捞对象, 被誉为中国“四大渔业”之一^[1]。20 世纪 60–80 年代期间, 受捕捞强度持续增加和海洋环境恶化的影响, 小黄鱼资源逐渐趋于衰退甚至枯竭。为了恢复小黄鱼渔业资源, 中国政府采取了诸如产卵场保护以及伏季休渔制度等一系列保护措施。进入 20 世纪 90 年代, 小黄鱼资源呈逐年恢复态势, 渔获量也持续增长^[2]。2004 年以来渔获量均在 12×10^4 t 以上, 但资源群体结构趋于简单, 体型小型化、低龄化明显, 性成熟加快特征突出, 资源基础相当脆弱^[3–4]。

小黄鱼资源的恢复重建需要建立在科学的资源评估和渔业管理的基础上。年龄结构评估模型是解析渔业资源动态的经典评估方式。但是当缺乏年龄组成资料, 或者年龄不能被准确测定时, 剩余产量模型在种群动态分析中就显现出优势^[5–7]。产量模型把资源群体的补充、生长和自然死亡综合起来作为资源群体大小的一个单变函数进行分析。模型结构简单, 对数据要求较低(仅需要年总渔获量和捕捞努力量或单位补充量渔获量), 计算管理参考点方便科学, 使得产量模型被广泛应用, 如倪建峰等^[7]对北大西洋剑鱼(*Xiphias gladius*)的种群评估, 孙利东等^[5]用 Schaefer 模型对 3 种模拟渔

收稿日期: 2013-01-24; 修订日期: 2013-04-17.

基金项目: 国家自然科学基金青年基金(31101901); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项基金资助项目(2009T02, 2008T03); 农业部近海渔业资源监测调查专项(1999-2011); 国家公益性行业(农业)科研专项经费项目(201303047)

作者简介: 刘尊雷(1982-),男,助理研究员, 方向为渔业资源评估与管理. E-mail: liuzl@eastfishery.ac.cn

通信作者: 程家骅, 研究员. E-mail: ziyuan@sh163.net

业过程的有效性进行比较等。然而,渔业数据存在着类型及来源途径多样的特点。依赖渔业的生产记录和独立的调查设计资料构成了映射资源状况的多源数据矩阵。这些资料存在高度异质性,对渔业资源动态的评估和诊断效力不一。此时传统的趋势分析就无法用于资源状态评估。渔业生产和渔业调查关联性的建立以及众多数据集的整合成为研究分析的关键所在。Prager^[8]丰富并拓展了产量模型的结构和功能,提出通过多源调查资料构造混合数据矩阵求解产量模型的技术,并采用方差倒数加权对非平衡产量模型构造目标函数来实证北大西洋剑鱼渔业资源状况。这种方法对稳态的时间序列数据赋予较大权重,极大得提高了对种群的预测效能,并在乔治海岸黄尾黄盖鲷(*Limanda ferruginea*)和特拉华湾美洲鲎(*Limulus polyphemus*)渔业中得以应用^[9-10]。本研究根据东海区小黄鱼捕捞结构和统计资料的变异度和可信度,采用改进的两步分析技术对小黄鱼渔业的多种捕捞方式和调查资料加以解析,利用对数似然函数构建小黄鱼资源水准评估模式和预防性参考点体系,以期小黄鱼渔业资源的管理和恢复重建提供参考。

1 材料与方法

1.1 渔业指标来源

1.1.1 渔业生产指标 1999—2008 年东海区(包括江苏省、浙江省、福建省和上海市)小黄鱼总渔获量选自中国渔业统计年鉴的统计资料。由于缺乏分作业方式的小黄鱼捕捞产量,借助 2010 年中国海洋捕捞信息采集网络项目统计的拖网和张网渔获量结构数据,在假设捕捞结构和渔获结构恒定的前提下,估算其他年份各作业方式小黄鱼的捕捞产量。

渔业生产数据取自 1999—2008 年东海区渔业资源动态监测网——江苏省和浙江省监测站渔业监测船的小黄鱼渔获记录。数据类型包括作业类型、生产时间、区域、捕捞网次和小黄鱼渔获产量。主要生产海域见图 1。该海域是小黄鱼的传统作业渔场,渔获量在东海区占有较高比重。

1.1.2 调查设计指标 调查设计的渔业指标源自 1999—2008 年 4 月、6 月、9 月和 12 月在东海区开展的监测调查。范围为 26°30'N ~34°00'N, 126°30'E 以西至机轮底拖网禁渔区线。调查船为底曳双拖渔轮。功率为 183.25 kW/艘,平均拖速 2.5 kn/h,网具为 100 目×4 m,网囊网目为 25 mm。为便于资源指标的标准化,根据渔场行政区划和分布特征将调查海区划分为 7 个区域(图 1)。小黄鱼渔获量标准化为单位时间渔获质量(kg/h)。

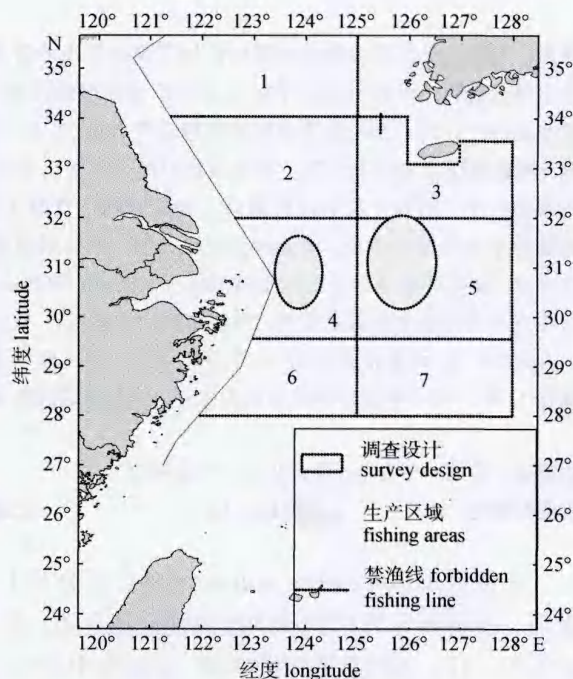


图 1 小黄鱼调查和生产区域模式图

Fig.1 Schematic diagram showing the survey areas and fishing grounds of *Larimichthys polyactis*

1.2 渔业指标标准化

选择对小黄鱼资源密度及分布具有潜在影响的因素^[11],包括年份、季节、地理位置、深度,利用广义线性模型(GLM)分别对设计调查、拖网和张网渔业指标进行标准化,完整表达形式为:

$$E(CPUE_{y,m,a,d}+0.1)=\alpha+\beta_y+\beta_m+\beta_a+\beta_d+\ln\varepsilon_{y,m,a,d}$$

式中, $CPUE_{y,m,a,d}$ 为年、月、区域和深度变量对应的单位捕捞努力量渔获量,为降低零渔获量对均值影响,各调查站点 CPUE 均增加 0.1 单位, α 为适合模型的截距项, β_y 为年效应, β_m 为季节效应,

β_a 为区域效应, β_d 为深度效应, $\varepsilon_{y,m,a,d}$ 为正态分布误差。假设 CPUE 服从对数正态分布, 该分布常用于空间异质性和物种数量的数据形式, 连接函数为 \log 。其中, 拖网和张网生产渔业指标仅考虑时间效应(即年份和季节)。

1.3 产量模型

采用协变量为辅助数据的非平衡产量模型解析小黄鱼种群动态, 其潜在假设为生物量以恒定比率增长, 且资源量存在最大承载力 K 。种群增长曲线多用 logistic 和 gompertz 方程描述, 其对应的产量模型分别为 logistic 模型和 Fox 模型。

logistic 产量模型表达式为:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t - rB_t^2 / (K - F_t B_t)$$

Fox 产量模型为:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t (\ln K - \ln B_t) - F_t B_t$$

式中: B_{t+1} 为 $t+1$ 年生物量, B_t 为 t 年生物量, r 为瞬时增长率, K 为种群最大承载力, F_t 为 t 年捕捞死亡系数。

1.4 生物学参考点

生物学参考点是为科学和系统性的渔业管理设定的理论参考界限, 为保持渔业资源处在稳定的可持续利用状态, 捕捞程度和资源水平必须处在安全的生物学限制域内。生物参考点可从捕捞和资源层面加以解析。基于产量模型推导的参考点包括 F_{MSY} 、 MSY 、 B_{MSY} 和 $F_{0.1}$, MSY 为渔业可持续发展时能够获得的最大产量, F_{MSY} 和 B_{MSY} 分别为渔业达到 MSY 水平时的捕捞死亡系数和生物量。logistic 产量模型的参考点计算结果为 $MSY = Kr/4$, $B_{MSY} = K/2$, $F_{MSY} = r/2$, $F_{0.1} = 0.45r$; Fox 产量模型为 $B_{MSY} = K/e$, $MSY = Kr/e$, $F_{MSY} = r$ 。

多源调查数据的 CPUE 存在着可捕系数的差异, 由于缺乏足够的数据信息估计可捕系数 q , 种群生物量和捕捞死亡率的绝对值的估计存在较大不确定性, 采用相对估计值可以去除 q 的不精确影响^[12], 因此本研究采用生物量和捕捞死亡系数的相对指标(B_t/B_{MSY} 和 F_t/F_{MSY})取代绝对值, 判别资源利用状态和捕捞强度^[8]。资源状态的评价需要通过生物量和捕捞强度层面分别阐述。

在环境稳定的平衡条件下, 环境最大承载力

K 和内禀增长率 r 为恒定值时, 渔业管理中可选择 F_{MSY} 作为捕捞限制参考点; B_{MSY} 作为资源量目标参考点, $B_{MSY}/4$ 为限制参考点。然而当环境存在波动变化时, K 和 r 将不再稳定, 上述生物学参考点和相对指标作为风险控制的理论基础发生改变。通过 logistic 和 Fox 模型的产量和生物量关系, 可重新推导出环境波动时渔业资源状态评价的质量标准^[13]。根据 logistic 模型公式: $MSY = \frac{r}{K} B_{MSY}^2$,

和 $F_{opt} = \frac{rB_e}{K}$, 可看出最适捕捞死亡系数不再是 r 的函数, 而是随现存生物量变动而变化。综合上式可得到产量动态式: $MSY/F_{MSY}^2 = K/r$, MSY/F_{MSY}^2 为恒定值, 该值可扩展到评价种群是否过度捕捞的标准, 当 Y_{obs}/F_{obs}^2 时序变化低于 B/r 时, 资源处于过度捕捞状态; 同理非平衡条件下 Fox 模型 $MSY/B_{MSY} = r$, MSY/B_{MSY} 为恒定值, Y_{obs}/B_{obs} 时序变化高于 r 时认为资源处于过度捕捞状态。

由于气候变化、生物参考点估算和渔业管理等诸多不确定性的存在, 使得捕捞产量维持在 MSY 时对渔业资源相当危险, 因此应设定保护性的预防参考点以确保渔业资源处在安全水平。Jensen^[13]指出预防性参考点设定的前提条件应当使平衡生物量无限靠近环境最大承载力, 而相应的捕捞产量与 MSY 相当, 并在此基础上估算得到 logistic 模型生物参考点 $F_{opt} = 3F_{MSY}/8$, $B_{opt} = 5K/8$, $Y_{opt} = 15MSY/16$, Fox 模型生物参考点为 $F_{opt} = 0.63F_{MSY}$, $B_{opt} = 0.5326K$, $Y_{opt} = 0.91MSY$ 。

1.5 混合矩阵的构建和不同资源指标整合

分别对设计调查、拖网和张网标准化后的资源指标进行相关分析, 构建相关性矩阵, 并结合渔业特征删除呈负相关的捕捞方式, 或调整负相关指标权重值, 然后对筛选后的捕捞方式的资源指标进行整合。其理论架构^[8]为: 假设东海区小黄鱼渔业有 J 种渔业方式, 对于任一渔业 j , t 时间段捕捞死亡系数可定义为该渔业可捕系数和捕捞努力量的乘积, 即 $F_{jt} = q_j \times f_{jt}$, 其中 q_j 假设是恒定常数, 则在 t 时间段的总瞬时捕捞死亡系数为 $F_t = \sum_{j=1}^J q_j \times f_{jt}$,

这里 t 代表 1 年。 t 时间段渔业 j 估计产量为 $\hat{Y}_{tj} = \frac{\hat{q}_j f_{jt}}{\hat{F}_t} \hat{Y}_t$, \hat{Y}_t 为 t 时间内总产量, 其估算方法参考文献[8, 12]。假设捕捞努力量存在误差, 并服从对数正态分布, 构建目标函数

$$L = \sum_{j=1}^J \sum_{t=1}^T \left[\log(Y_{tj}) - \log(\hat{Y}_{tj}) \right]^2 w_j,$$

方程式中, 下标 t 为年份, w_j 为各作业方式权重, Y_{tj} 为 t 年数据系列 j 的捕捞产量观测值, \hat{Y}_{tj} 为相应的期望值。

2 结果与分析

2.1 渔业指标和单位捕捞努力渔获量

东海区调查设计的小黄鱼资源指标 CPUE 的 GLM 标准化结果见表 1。模型总方差贡献率仅为 5.33%, 年效应对 CPUE 影响并不显著, 方差解释率最低, 表明小黄鱼 CPUE 年间差异较小, 调查

季节、区域和深度均达到极显著水平。区域效应的方差贡献率最高, 占总方差的 3.73%; 季节因素其次; 深度对小黄鱼 CPUE 也有一定的影响。以上这些可以看出小黄鱼 CPUE 存在明显的空间分布格局和季节差异特征。

调查设计法和底拖网、张网渔业生产标准化 CPUE 结果显示, 底拖网 CPUE 呈总体下降趋势(图 2)。1999—2003 年的年际波动较大, 最高年份出现在 2000 年, CPUE 达到 700 kg/net, 随后 2001 年锐减至 135 kg/net, 2002 年则又小幅上升, 2003—2005 年呈现小幅下降趋势, 2006 年回升到 289 kg/net, 其后再次持续下降。张网 CPUE 从 1999 年的 48.7 kg/net 持续下降至 2003 年的 20 kg/net。2003—2005 年呈现上升趋势, 2005 年达到高峰值, 为 77 kg/net, 2005 年以后 CPUE 平缓下降。调查设计法 CPUE 范围为 7.3~10.9 kg/h, 1999—2003 年呈下降趋势, 2003 年达到最低, 2003—2008 年波动幅度较大, 2008 年 CPUE 达到最高值。

表 1 调查设计资源指标 GLM 标准化统计结果
Tab.1 Goodness-of-fit statistics for the GLM fitted to abundance index for survey design

模型 model	偏差 deviance	残差偏差 residual deviance	方差贡献率/% percentage of deviance explained	AIC	F	P
无效模型 null model		3170325		38499		
年 year	1094	3169232	0.03	38500	1.4	0.2372
年+月 year+month	31978	3137254	1.04	38460	41.27	<0.0001
年+月+区域 year+month+area	118034	3019220	4.77	38307	158.25	<0.0001
年+月+区域+深度 year+month+area+depth	17750	3001469	5.33	38285	23.93	<0.0001

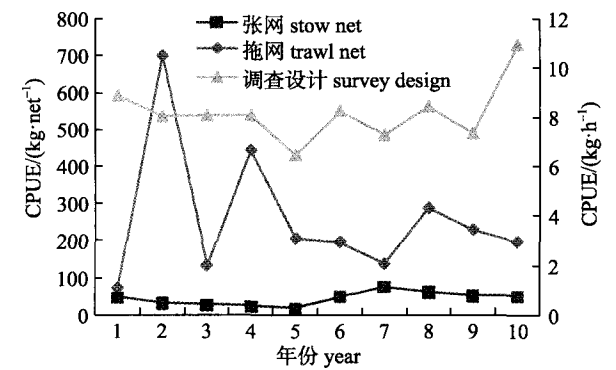


图 2 小黄鱼调查和渔业生产资源丰度
Fig.2 Abundance indices of *Larimichthys polyactis* estimated from dependent and independent fishery data

logistic 模型对调查设计、底拖网和张网生产的渔业指标变化的方差解释率分别为 0.96、0.53 和 0.86; Fox 模型的方差解释率分别为 0.98、0.96 和 0.85, 可见 Fox 模型对渔业指标变化趋势的拟合相对较高, 且调查设计法方差在这 3 种指标中的解释率均最高。对多种渔业指标建立的相关性矩阵表明(表 2), 调查设计和张网均与拖网指标呈负相关($r = -0.04, -0.295$)。由于产量模型假设渔业指标对待评估种群的资源动态应具有代表性, 负相关将会导致模型估算误差, 而底拖网渔业是小黄鱼传统典型的捕捞方式, 且捕捞产量占鱼种

表 2 张网、拖网和调查设计资源指标相关矩阵

Tab.2 Correlation matrix for abundance indices from stow net, trawl net and survey design data

数据来源 data source	张网 stow net	拖网 trawl net	调查设计 survey design	权重 weight	B_1/K 初始值 B_1/K initial value
张网 stow net	1.000			0.1	0.5
拖网 trawl net	-0.295	1.000		0.2	0.5
调查设计 survey design	0.203	-0.04	1.000	0.7	0.5

总产量的比例较高, 因此本研究仍然整合底拖网等渔业指标用于产量模型的评估分析, 其中调整拖网渔业指标的权数值, 其他指标权数则依据渔业数据变异度和可信度综合获得。

2.2 参数敏感性

模型模拟和预测过程中不可避免地存在着不确定性。对模型参数进行敏感性分析是研究这种不确定性的分析方法之一。利用定量分析研究初始变量值 B_1/K 变化对 logistic 模型关键指标的影响程度(图 3)。结果发现, 初始值 B_1/K 低于 0.4 时, B_1/K 、 K 和 MSY 估算值波动较大, 取值大于 0.4 估算值趋于稳定。这表明本研究初始值对估算结果并无显著影响。

2.3 产量模型评估结果

logistic 和 Fox 产量模型估算的资源量和捕捞强度见表 3 和图 4。结果表明, 小黄鱼资源的开发程度较高。多数年份的捕捞强度超过捕捞水平限制参考点, 资源处于过度捕捞状态。但平均资源量保持在中位水平, 未遭受过度捕捞, 但已超过目标参考点而处于向限制参考点的过渡区间。估算的模型参数和管理参考点见表 3。Fox 模型对渔获量和 CPUE 拟合的方差贡献率为 68%, 高于 logistic 模型的 57%。估算的环境承载力和内禀增长率相差较大, logistic 模型估算了相对较低的承载力和较高的内秉增长率、初始开发率以及 MSY , 两种模型分析结果反映了不同的种群适应特征。

考虑到环境波动对环境承载力和内秉增长率的影响, 分别采用 Y_{obs}/F^2 和 Y_{obs}/B_{obs} 判别指标分析两种模型的渔获量相对 MSY 的年际变化趋势和资源状态(图 5)。结果显示, 除 1999 年外, 所有年份均已超过了资源的可持续增长水平, 呈持续过度捕捞模式。尽管大多数年份捕捞产量均低于

MSY , 但这主要是资源量水平较低所致, 而非捕捞努力量降低所致。

从长期分析看, 过度捕捞状态下捕捞强度降至最适捕捞水平有利于资源量的增长。logistic 和 Fox 模型的结果显示, 在预防性捕捞强度时, 渔业资源稳定性增强, 其特征为资源量大幅增加而产量仅略微减少。具体来看, 当捕捞死亡从原始参考点 F_{MSY} 降至预防性参考点 F_{opt} , 小黄鱼 logistic 模型资源量从 8.1 t 上升到 10.1 t, 而渔获

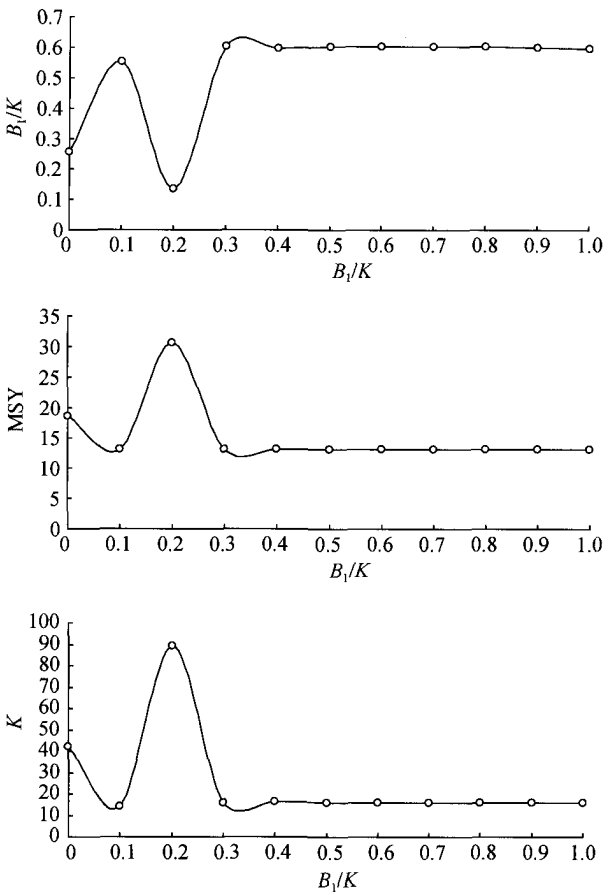


图 3 Logistic 产量模型参数初始值敏感性分析

Fig.3 Sensitivity analysis result for logistic production model runs with various initial values of parameters

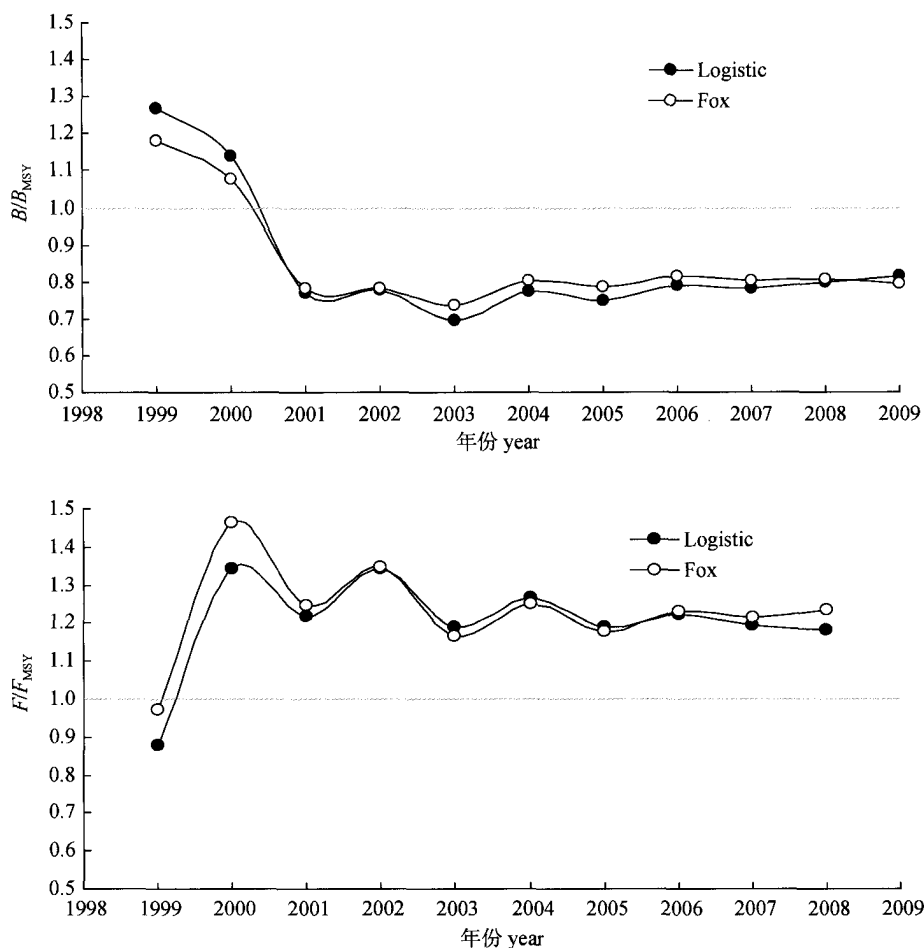


图 4 环境稳定时两种小黄鱼产量模型估计的相对生物量(B/B_{MSY})和相对捕捞死亡系数(F/F_{MSY})

Fig.4 Production models estimates of relative biomass(B/B_{MSY}) and relative fishing mortality rate(F/F_{MSY}) of *Larimichthys polyactis* in deterministic environment

量从 13.1 t 下降至 12.3 t, 变化幅度分别为 24.7% 和 6.1%。Fox 模型资源量则从 11 t 增加到 15.9 t, 相应的捕捞产量从 12.8 t 下降到 11.6 t, 变化幅度分别为 44.5% 和 9.4%。

3 讨论

3.1 多源数据混合矩阵的构建

渔业资源的数据类型繁多, 既包括不同的作业方式、功率和季节性的独立渔业设计调查, 也有和渔业生产密切相关的渔捞记录、社会反馈信息等。渔业资源评估需要将多源数据进行整合, 从而使统计数据更为准确和具有代表性。

传统产量模型的构建仅需要多年的渔获量和捕捞努力量或资源指标的渔业统计资料。这便将

传统的评估技术应用划分为两个步骤, 分别为多源资料的资源指标整体标准化和资源评估模型的整合(即两步分析方法)。因此, 在应用产量模型评估渔业资源之前, 需要通过各种数理统计技术对多种来源和层次的混合资料进行标准化, 从而提取到年效应因素, 以构造渔获量-资源指标数据系列, 如效能比、相对捕捞努力量以及近年来应用较为广泛的模型法^[14-16](广义线性模型、广义相加模型、栖息地指数等)。然而, 鱼种空间分布的不均性和监测船样本量缺乏导致的因素区组设计的不平衡, 降低了模型估计的稳健性^[17]。此外, 数理模型的潜在假设常常难以满足数据需要, 数据结构的相关性也较少被考虑到, 这在一定程度上限制了基于模型的标准化方法的应用。Maunder

等^[18]指出两步分析方法同时存在着数据信息损失、误差结构转变和诊断力下降等缺陷。本研究基于现有的技术特征提出了重新设计两步分析技术的新理念。首先, 根据拖网、张网渔业生产和调查设计的数据特征, 利用 GLM 模型对各资源指标标准化, 消除对资源指标和资源丰度关联指标的干扰因素, 并提取年效应; 其次, 开展资源指标的相关性分析, 建立相关矩阵, 选择代表种群变化的渔业数据系列并赋予权重, 从而构造多源数据的目标函数进行优化求解。这种资源指标的标准化和评估程序与传统的两步技术相比, 不但分层数有所降低, 还允许层内对不同作业方式选择适合的标准化方案, 这就降低了数理分析的自由度, 同时也增强了数值解析的灵活度。

3.2 不确定性分析

小黄鱼渔业资源的评估过程及其种群的动态变化存在着诸多误差和不确定性因素。其主要来源可归纳为分析数据、观测误差、模型结构、初始参数、环境变化、捕捞干扰及种群适应性等。

本研究采用的渔获量和捕捞努力量统计仅来自中国东海区三省一市的生产数据(中国渔船的捕捞功率仅统计了登记注册的合法渔船), 并未包括其他国家和地区的生产渔船在东海区的捕捞产量。据报道, 韩国在 20 世纪 90 年代前期的小黄鱼平均产量达到 1.1×10^4 t; 台湾省在 1999 年的产量约有 600 t; 日本在东海区也有少量捕捞^[11]。另一方面, 研究期间捕捞渔船作业重心的转移、目标鱼种的改变、拖网和张网渔获量的配置关系以

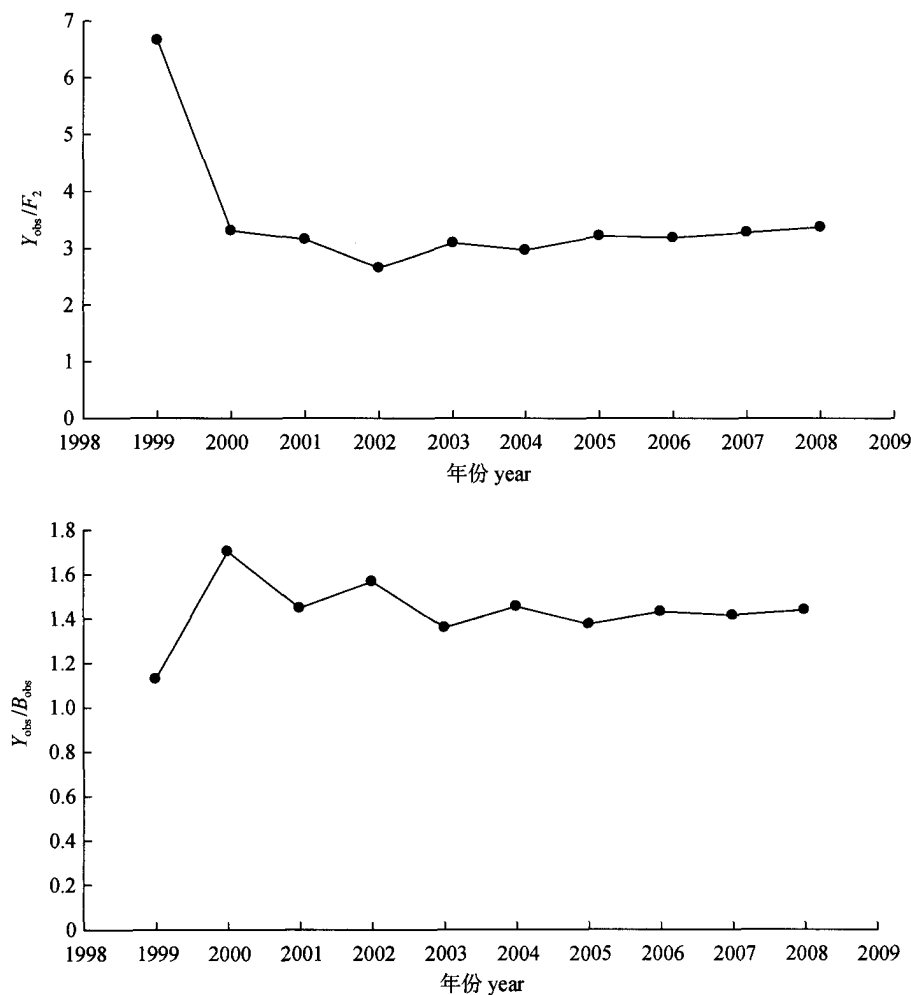


图 5 波动环境下两种小黄鱼产量模型估计的资源开发状态

Fig.5 Production model estimates of exploitation level of *Larimichthys polyactis* in a fluctuating environment

表 3 logistic 和 Fox 产量模型参数估计和生物参考点
Tab.3 Parameter estimates and biological reference points for the logistic and Fox surplus production models applied to the *Larimichthys polyactis* fishery

参数 parameter	logistic			Fox		
	估计值 estimate	下限 80% lower CL80%	上限 80% upper CL80%	估计值 estimate	下限 80% lower CL80%	上限 80% upper CL80%
K	16.2	12.2	55.6	29.8	20.2	65.2
B_1/K	0.6	0.4	1	0.4	0.2	0.8
r	3.27	1.2	3.8	1.17	—	—
参考点 reference points						
MSY	13.1	12.3	14	12.8	11.3	15.4
F_{MSY}	1.6	0.6	1.9	1.2	0.4	1.9
B_{MSY}	8.1	6.1	27.8	11	7.4	24
$Y_{(FMSY)2009}$	10.8	4.7	15.7	10.2	4.2	16.4
B_{2009}/B_{MSY}	0.8	0.3	1.2	0.8	0.2	1.4
F_{2009}/F_{MSY}	1.2	0.8	2	1.2	0.8	2.1
保护参考点 conservative reference points						
Y_{opt}	12.3	11.5	13.1	11.6	10.3	14
F_{opt}	1.2	0.45	1.4	0.76	0.25	1.2
B_{opt}	10.1	3.8	17.4	15.9	10.8	34.7
R^2		0.57			0.68	

及可捕能力的增减还会降低资源指标对生物量变化的响应关联度^[19]。因此,基于东海区捕捞产量和努力量数据的评估参数可能会有所偏差。此外,本研究使用的数据时序较短,模型参数的结果也仅反映了 1999—2008 年间的渔业状况。鱼类种群的动态极易受到环境、捕捞强度等因素的影响,如气候变化直接影响生态系统的最大承载力和种群内禀增长率;捕捞渔船、网具结构则能够改变捕捞效率,使得资源指标和生物量不再是稳定的平衡关系;种群在受到外界干扰后的弹性和抗性也可能会促使其发生适应性变化。因此,本研究年间估算出的模型参数若用于计算和预测将来资源状况以及渔业管理需要充分考虑生态系统和渔业模式的匹配性。

模型结构和观测误差是不确定性的重要来源之一。选择适当的模型形式和误差结构是科学评估的基础,否则采用确定性模型描述渔业动态过程可能会产生较大风险。产量模型存在着一系列潜在假设,如开发群体的生物量水平取决于渔获量高低;未考虑生物之间以及生物与环境之间的交互作用;生态系统存在着最大承载力 K 和增长

率 r ,且两者保持恒定等^[10]。

logistic 和 Fox 模型对应的种群增长曲线均具有 S 型增长的共同特征。但两者数学表达略有差异,主要表现为 logistic 曲线存在内禀增长率 r ,且当种群生物量和捕捞努力量最低时,单位时间的种群变化率趋向于 r ,此时 r 的估算值较为精准;而 gompertz 曲线存在相对增长率,当种群生物量最低时,种群的单位时间变化率趋向于无穷大^[20]。尽管这有悖于生物学增长规律,但当渔业开发率较高时仍然可以较好地描述种群变化过程。为降低模型结构误差,本研究同时利用两种表达相异的函数型分析小黄鱼资源变化过程,以便在竞争模型中选择能够真实反映小黄鱼动态的适合形式。研究结果显示,Fox 模型的方差解释率稍高于 logistic 模型,分别为 68%和 57%; K 估计值均具有较大的不确定性,呈现右偏倚分布,反映了资源指标残差的对数正态分布特征。这主要和本研究选择的对数正态分布误差假设有关。较多研究结果也认为,基于调查的资源指标多呈对数正态分布而非正态分布^[21-23]。Ratkowsky^[24]在应用 logistic 和 Fox 模型拟合不同植物增长数据时,认

为无论是正态误差还是对数正态误差假设, 在采用参数最小二乘估计时, logistic 曲线拟合总比 gompertz 曲线拟合有更小的残差方差, 且这种优良性并非偶然。Jensen^[13]利用这两种模型对切萨匹克弯蓝蟹(*Callinectes sapidus*)进行了评估, 指出 Fox 模型要优于 logistic 模型。本研究显示 Fox 模型的拟合优度更高, 参数估计值也更符合资源现状。logistic 模型估计了较低的环境承载力和较高的内禀增长率, 显现出 r -选择的生存策略演变趋向, 结果显然过于悲观。这种显著偏差主要和模型的潜在假设以及数据结构有关。准确估计 K 和 r 的前提条件相互背离, 即仅当低捕捞强度和低生物量时才能获得较为精准的 r 值; 在高生物量前提下才能精准估计 K 值^[7]。当渔获量稳定甚至增加而资源指标持续降低时, K 和 r 会表现出高度负相关^[25]。这将降低参数值的估计效用和可信度。因此 logistic 模型评估参数值并不稳定。此外, 捕捞因素引起的补偿机制会诱导种群通过增加生长率和补充率的方式将种群数量维持在可延续的资源水平^[26], 这也会在一定程度上影响到生物属性参数值的变化。在今后研究中, 可通过其他途径预先固定 K 或 r 值, 或将参数认作随机变量以计算概率分布的方式来求解相关参数。

3.3 预防性渔业管理

近年来小黄鱼渔业资源呈恢复态势, 渔获量维持在 12×10^4 t 以上。这一方面是捕捞努力量增长所致, 另一方面低龄鱼对渔获量的贡献也不可忽视。在适宜的环境背景下, r 生存策略的演变促进了鱼类生长速度和补充量的增加。但种群对外界环境干扰程度的抵抗性能将会降低, 对环境波动的响应更为剧烈, 资源结构趋于不稳定状态。从 Fox 模型捕捞死亡系数分析, 各年的捕捞死亡系数除 1999 年外均高于 F_{MSY} , 年间呈振荡变化趋势直至趋于平稳, 表明小黄鱼资源基本上每年都遭受过度捕捞。保护性参考点结果显示, 基本所有年份的捕捞死亡系数均超过相对增长率, 渔获量的获得和资源量的维持长期建立在补充量的基础上。此时如果以环境稳定背景时的 MSY 作为限制生物参考点, 会得出小黄鱼资源没有遭受

过度捕捞的错误结论。李纲^[26]认为当资源未被开发或者资源量大于 $0.5K$ 时, 以 MSY 作为限制性生物参考点是合适的, 但在资源已经被过度开发的情况下, 以 MSY 作为生物学参考点时可能会导致渔业崩溃的风险发生。

现有的关于东海小黄鱼管理参考点 MSY 的评估结果分别为 9.93 万 t 和 10.78 万 t^[27-28], 均低于本研究结果。这可能与所用数据的时序长短以及近年来渔获量和资源量的变化趋势有关。2003 年以来, 东海区小黄鱼的渔获量持续增长, 资源水平总体也呈上升态势, 这导致了资源评估的参考点同时发生改变。可见, 种群的动态变化并不是平衡过程, 在复杂的生态系统中极易受到人为、环境及其他不可预测因素的影响。鉴于上述多种不确定性过程以及产量模型的诸多假设条件, 用较短时间序列的数据对种群状态进行评估时, 或许会在一定程度上影响结果的客观性; 对基于种群水平的资源管理进行预测或决策时, 则会存在潜在的风险。因此, 根据预防性风险控制理论, 建议在渔业管理中采用波动环境下的保护性生物参考点, 将捕捞死亡降至参考水平, 这可以在较大程度上降低资源衰退的风险, 并且平衡渔获量受到影响的程度也相对较小。

致谢: 感谢东海渔业资源监测网络成员单位提供研究数据, 感谢两位审稿专家对本文提出中肯的修改意见。

参考文献:

- [1] 张寒野, 程家骅, 等. 东海区小黄鱼空间格局的地统计学分析[J]. 中国水产科学, 2005, 12(4): 419-423.
- [2] 林龙山, 程家骅, 姜亚洲, 等. 黄海南部和东海小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)产卵场分布及其环境特征[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3494-3845.
- [3] 张辉, 袁兴伟, 程家骅. 东海区小黄鱼繁殖模型优化选择及其管理应用研究[J]. 中国水产科学, 2010, 17(6): 1300-1308.
- [4] 林龙山, 程家骅, 任一平, 等. 东海区小黄鱼种群生物学特性的分析[J]. 中国水产科学, 2004, 11(4): 333-338.
- [5] 孙利东, 刘群. 连续 Schaefer 产量模型在三种模拟渔业评估中的应用[J]. 海洋湖沼通报, 2004(4): 68-74.

- [6] 崔鹤, 刘群, 王艳君. 连续形 Fox 产量模型在模拟和实际渔业评估中的应用[J]. 南方水产, 2008, 4(2): 34-42.
- [7] 倪建峰, 刘群. 剩余产量模型在不同渔业中的应用[J]. 海洋湖沼通报, 2004, 1: 60-67.
- [8] Prager M H. A suite of extensions to a nonequilibrium surplus-production model[J]. Fish Bull, 1994, 92(2): 374-389.
- [9] Cadrin S X. A Precautionary approach to fishery control rules based on Surplus Production Modeling[C]: Proceedings, 5th NMFS NSA. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/ SPO-40, 1999: 17-22.
- [10] Davis M L. A production modeling approach to the assessment of the horseshoe crab (*Limulus polyphemus*) population in Delaware Bay[J]. Fish Bull, 2006, 104(2): 215-225.
- [11] 郑元甲, 陈雪忠, 程家骅, 等. 东海大陆架生物资源与环境[M]. 上海: 上海科学技术出版社, 2003.
- [12] 刘群, 任一平, 王艳君, 等. 应用非平衡产量模型对卡塔尔渔业的分析[J]. 青岛海洋大学学报, 2003, 33(2): 206-210.
- [13] Jensen A L. Harvest in a fluctuating environment and conservative harvest for the Fox surplus production model[J]. Ecol Model, 2005, 182: 1-9.
- [14] Stefansson G. Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches[J]. ICES J Mar Sci, 1996, 53: 577-588.
- [15] Venables W N, Dichmont C M. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research[J]. Fish Res, 2004, 70(2-3): 319-337.
- [16] Bellido J M, Pierce G J, Wang J. Modelling intra-annual variation in abundance of squid *Loligo forbesi* in Scottish waters using generalised additive models[J]. Fish Res, 2001, 52(1): 23-39.
- [17] Goodyear G P, Ortiz M. GLM cpue standardizations: interpretation risks for model fits from alternative software packages[C]. Collective Volume of Scientific Paper ICCAT, 60(5): 1622-1629.
- [18] Maunder M N, Langley A D. Integrating the standardization of catch-per-unit-of-effort into stock assessment models: testing a population dynamics model and using multiple data types[J]. Fish Res, 2004, 70(2-3): 389-395.
- [19] Chassot E, Nishida T, Fonteneau A. Application of surplus production models to the Indian ocean bigeye (*Thunnus obesus*) tuna fishery[C]: IOTC-2009-WPTT-04, 2009: 1-22.
- [20] 杨义群, 吴良欢, 张火法. Gompertz 曲线与 logistic 增长曲线之比较[J]. 生物数学学报, 1996, 11(3): 166-168.
- [21] Pennington M. Estimating the mean and variance from highly skewed marine data[J]. Fish Bull, 1996, 94(3): 498-505.
- [22] Kappenman R F. Trawl survey based abundance estimation using data sets with unusually large catches[J]. ICES J Mar Sci, 1999, 56(1): 28-35.
- [23] 袁兴伟, 姜亚洲, 严利平. 东海区刺鲷资源密度不同估算方法的差异比较[J]. 海洋渔业, 2009, 31(1): 10-15.
- [24] Ratkowsky D A. 非线性回归模型-统一的实用方法[M]. 洪再吉, 等译. 南京: 南京大学出版社, 1986.
- [25] Brodziak J. An investigation of alternative production models to assess the Hawaiian bottom fish complex[R]. PIFSC NMFS, NOAA, Honolulu, HI 96822-2396. PIFSC Admin Rep. H-07-01, 2007: 69.
- [26] 李纲. 东、黄海鲈鱼资源评估及其管理策略[D]. 上海: 上海海洋大学, 2008.
- [27] 林龙山, 王小勇, 马春艳. 东海区小黄鱼总允许渔获量初探[J]. 海洋环境科学, 2006, 25(2): 30-32.
- [28] 李九奇, 叶昌臣, 王文波, 等. 基于 Bayes 方法的东海小黄鱼资源评析[J]. 上海海洋大学学报, 2011, 20(6): 873-882.

Stock assessment of small yellow croaker in the East China Sea based on multi-source data

LIU Zunlei¹, YAN Liping¹, YUAN Xingwei¹, YANG Linlin¹, LIU Yong¹, LI Yuxuan¹, LI Shengfa¹, CHENG Jiahua¹, WU Ying²

1. East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Key Laboratory of East China Sea & Oceanic Fishery Resources Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture, Shanghai 200090, China;

2. Institute of Scientific and Technical Information of Tangshan, Tangshan 063000, China

Abstract: Integrating the standardization of abundance indices into stock assessment models to examine the population dynamics of small yellow croaker, *Larimichthys polyactis*, was tested through a fisheries mixture matrix constructed with multiple data types. A precautionary approach to fishery control rules was adopted based on the logistic and Fox surplus production models, incorporating data from fishery-independent surveys, fishery-dependent catch-per-unit-of-effort(CPUE), and regional harvests. A risk-averse control rule, derived from model parameters and associated uncertainty, was developed to manage fisheries for maximum sustainable yield (MSY) and rapid rebuilding of overfished stocks. The proposed control rule consists of relative biomass and relative fishing mortality rate in a deterministic environment and conservative harvest in a fluctuating environment. The results of the Fox model explained 68% of the variance observed for the stock abundance, while the logistic model explained 57%. The parameter estimates were different and the Fox model predicted a much larger decrease in population abundance at the MSY, intrinsic growth rates(r), and initial exploited levels. We compared the fishing mortality/current stock biomass from 1998 to 2006 with the fishing- and stock-related reference points, respectively. The results in a determined environment revealed that small yellow croaker stock in the East China Sea was overfished in most years, while the population was not always overfished during the entire period, although its biomass has been decreasing since 1999. However, both the Fox and logistic surplus production models indicate that the small yellow croaker fishery has been consistently over harvested in the fluctuating environment. Harvesting at a conservative level with either the Fox or logistic model could increase small yellow croaker abundance substantially with little decrease in harvest. At a conservative harvest level, there is a 24.7% increase in biomass with a 6.1% decrease in yield with the logistic model and a 44.5% increase in biomass with a 9.4% decrease in yield with the Fox model. The MSY assessment results from the Fox surplus production model was more conservative than that of logistic model, which is concordant with precautionary fisheries management strategies.

Key words: East China Sea; *Larimichthys polyactis*; mixture matrix; production model

Corresponding author: CHENG Jiahua. E-mail: ziyuan@sh163.net