

DOI: 10.12264/JFSC2020-0309

## 适用于数据缺乏渔业的资源评估方法研究进展

石永闯<sup>1,2</sup>, 樊伟<sup>1,2</sup>, 张衡<sup>1,2</sup>, 周为峰<sup>1,2</sup>, 唐峰华<sup>1,2</sup>, 吴祖立<sup>1,2</sup>, 程田飞<sup>1,2</sup>,  
赵国庆<sup>3</sup>, 张孝民<sup>4</sup>

1. 中国水产科学研究院东海水产研究所, 农业农村部东海与远洋渔业资源开发利用重点实验室, 上海 200090;
2. 中国水产科学研究院东海水产研究所, 渔业资源遥感信息技术重点开放实验室, 上海 200090;
3. 上海海洋大学海洋科学学院, 上海 201306;
4. 山东省海洋资源与环境研究院, 山东省海洋生态修复重点实验室, 山东 烟台 264006

**摘要:** 开展渔业资源评估研究是制定渔业可持续发展策略的重要前提, 而数据有限是全球渔业资源评估面临的普遍挑战。传统资源评估方法具有数据需求量大、要求高等特点, 无法应用于数据缺乏渔业的资源评估中。数据缺乏方法(data-limited method)可结合少量易获得数据和相关历史生物学信息对渔业资源状况、生物学参考点以及资源量等进行评估, 已经成为全球区域性渔业管理组织和资源评估学者的关注热点。本文在分析数据缺乏资源评估方法文献的基础上, 对近几年开发的数据缺乏评估方法模型结构、模型输入输出、假设以及不确定性来源和分析方法等进行了回顾和归纳, 同时对数据缺乏评估方法未来的研究重点和方向进行了展望。分析认为, 数据缺乏渔业资源评估研究仍处于发展阶段, 若渔获量和体长数据均可用, 则应考虑整合了两种类型数据的模型, 如 LIME (length-based integrated mixed effects, 基于体长的综合混合效应)模型和 SSS (simple stock synthesis, 简化资源整合)模型。建议今后研究中应加强以下几个方面的工作: (1)积极开展长时间、多海域、全覆盖的渔业资源独立科学调查, 以获得具有代表性的样本数据; (2)对现有数据缺乏模型进一步优化, 综合考虑各种因素对评估结果的影响; (3)进行完整、准确的基础生物学研究, 获得较为准确的历史生物学信息, 从而降低评估结果的不确定性; (4)开展基于渔获量模型和基于体长模型的模拟测试研究, 提高模型对统计偏差和数据质量问题的包容性。

**关键词:** 数据缺乏渔业; 资源评估; 渔业管理; 资源丰度

中图分类号: S931

文献标志码: A

文章编号: 1005-8737-(2021)05-0673-19

海洋渔业资源为人类提供了占总消费量 25% 以上的优质蛋白源, 是人类食物蛋白质的主要来源之一<sup>[1]</sup>。然而随着捕捞技术改进、捕捞规模扩大以及海洋气候和环境变化等原因, 出现了传统海洋渔业资源衰退、资源种群栖息地丧失以及恢复力减弱等问题, 很大程度上限制了海洋生态系统生产力和渔业资源的可持续利用<sup>[2]</sup>。为了有效遏制这些现象, 对渔业资源进行科学管理十分必

要。开展有效、合理、准确的渔业资源评估是进行科学渔业资源管理的基础, 因此, 渔业资源评估和科学养护管理引起了全球渔业资源学者的广泛关注<sup>[3]</sup>。

传统资源评估方法具有数据需求量大、要求高等特点。目前, 仅有一些具有较多类型数据的主要商业鱼类可以使用复杂资源评估模型进行评估, 这些数据包括一定时间序列的渔获量数据、

收稿日期: 2020-09-17; 修订日期: 2020-11-04.

基金项目: 国家重点研发计划项目(2019YFD0901405); 农业农村部北海渔业开发重点实验室开放基金项目(LOF2018-01); 国家重点研发计划项目(2018YFC1406802); 大洋渔业资源可持续开发教育部重点实验室开放基金项目(A1-2006-00-301109).

作者简介: 石永闯(1991-), 男, 助理研究员, 研究方向为渔业资源评估. E-mail: syc13052326091@163.com

通信作者: 张衡, 男, 副研究员, 研究方向为渔业资源及鱼类生态学. E-mail: zhangziqian0601@163.com

年龄结构数据、体长结构数据、相对或绝对资源丰度指数、捕捞努力量以及生活史参数信息等<sup>[4]</sup>。这类数据在世界上大多数小型渔业和兼捕渔业中往往难以获得。数据缺乏渔业被定义为因缺少以上数据,不足以使用综合量化和资源评估的手段获得生物量和捕捞死亡率参考点的渔业<sup>[5-6]</sup>。据统计,全球渔业中仅有不足 1%的种类进行了系统的渔业资源评估研究,而 80%以上的资源处于数据缺乏阶段<sup>[5]</sup>。由于渔业统计质量无法在短时间内得到解决,区域渔业管理组织将数据缺乏方法看作为数据缺乏渔业资源评估研究的方向<sup>[7-8]</sup>。2013 年,“数据缺乏方法”在世界渔业资源评估方法大会(World Conference on Stock Assessment Methods)上被列为四大主题之一<sup>[9]</sup>。联合国粮农组织成立专项工作组对几种数据缺乏方法进行可靠性模拟测试研究,数据缺乏资源评估模型也越来越受到关注<sup>[10]</sup>。

近年来,为了满足数据缺乏和资源有限的渔业对科学管理日益增加的需求,国内外渔业资源学者开发了许多数据缺乏评估方法。本文总结了两类主要的数据缺乏资源评估方法:(1)基于渔获量的模型,比如 Catch-MSY (catch-maximum sustainable yield)模型<sup>[11]</sup>、CMSY (an extension of catch-MSY)模型<sup>[12]</sup>、DCAC (depletion corrected average catch)模型<sup>[13]</sup>、DB-SRA (depletion based stock reduction analysis)模型<sup>[14]</sup>以及 SSS (simple stock synthesis)模型<sup>[4]</sup>;(2)基于体长数据的模型,如 LBSPR (length based spawning potential ratio)模型<sup>[15]</sup>、LIME (length-based integrated mixed effects)模型<sup>[16]</sup>、LBB (length-based Bayesian)模型<sup>[17]</sup>以及 LBRA (length-based risk analysis)模型<sup>[18]</sup>等。目前,很多国外学者利用数据缺乏方法对一些种类的渔业进行了资源评估研究,但国内这方面相关文献较少,仅有 Shi 等<sup>[19]</sup>利用 Catch-MSY 模型对西北太平洋秋刀鱼(*Cololabis saira*)最大可持续产量(maximum sustainable yield, MSY)进行估算,设置了 17 个不同情景,同时考虑了不同时间序列和不同过程误差对模型结果的影响。史登福等<sup>[10]</sup>对比分析了 Catch-MSY 模型和 DCAC 模型对北大西洋大青鲨(*Prionace glauca*)资源的评估结果,

发现两者估算的 MSY 值相似,可为该资源的科学管理提供建议。本文在数据缺乏资源评估方法文献分析的基础上,总结了国内外常用的数据缺乏方法的模型结构,模型输入、假设、输出以及不确定性来源及分析方法等,同时对数据缺乏方法未来的研究重点和方向进行了展望,以期开展国内近海数据缺乏渔业资源评估的研究提供理论依据。

## 1 数据缺乏渔业特点

发达国家和发展中国家的不同地理区域中均存在数据缺乏渔业,且这些渔业采用不同的渔具渔法。尽管数据缺乏渔业会经历不同的开发历史,但它们具有许多相同的特征:(1)由于可用数据类型和质量的限制而无法进行定量的资源评估;(2)现有最佳的信息不足以确定目标种群的生物学参考点、当前资源以及开发状况;(3)具有较低的生产总值(gross value of production, GVP),通常无法获得生物量的代理值,并且在 GVP 和环境容纳量较低的情况下不大可能获得可靠的生物量估计值<sup>[16,20]</sup>。

数据缺乏渔业不一定全是新兴发展的渔业,由于数据有限或数据质量低劣,具有长时间开发历史的旧渔业也可能是数据缺乏渔业。旧渔业通常是由多物种和多网具作业组成的,该特征在使用传统的单物种资源评估模型时具有一定困难<sup>[21]</sup>。新兴渔业是组成数据缺乏渔业的第二大类别,对于新发现的种群而言,其种群规模、生产力以及种群结构存在较大不确定性,有可能导致该渔业迅速过度开发。渔获量记录以及研究数据的缺乏使其在一定程度上限制了传统资源评估方法在该渔业中的应用<sup>[2,10]</sup>。

## 2 适用于数据缺乏渔业的资源评估方法

数据缺乏方法是目前渔业资源评估研究的热点,其可结合有限的数学模型对渔业资源开发状况进行量化评估,从而可为目标渔业的科学管理提供理论依据,实现渔业的可持续发展<sup>[10]</sup>。数据缺乏方法种类较多,主要包括剩余产量模型<sup>[22]</sup>、延迟差分模型<sup>[23]</sup>、年龄结构模型<sup>[24]</sup>、

体长结构模型<sup>[25]</sup>、基于生态系统的模型<sup>[26]</sup>、基于渔获量的模型<sup>[11-14]</sup>以及基于体长数据的模型<sup>[15-18]</sup>, 其中前几种模型在以往研究中涉及较多, 后两种数据缺乏模型研究在国内研究较少。因此, 本文通过文献分析对主要的基于渔获量的模型(Catch-MSY 模型、CMSY 模型、DCAC 模型、DB-SRA 模型和 SSS 模型)和基于体长的模型(LBSPR 模型、LIME 模型、LBB 模型和 LBRA 模型)进行了总结, 对模型的输入、假设、输出、优缺点以及使用举例进行了汇总阐述, 为我国近海渔业资源可持续开发和科学管理提供技术支撑。

## 2.1 Catch-MSY 模型

2013 年, Martell 和 Froese 设计开发了 Catch-MSY 模型, 并利用 146 种资源对该模型进行了测试, 测试结果证明了该模型估计 MSY 值的稳健性<sup>[11]</sup>。Catch-MSY 模型是基于渔获量数据, 利用起始年和终止年的相对资源大小和恢复力信息进行 MSY 估算的数据缺乏评估模型, 其数据需求量小, 仅需要一定时间序列的渔获量数据。Catch-MSY 模型是基于 Schaefer 剩余产量模型来计算每年的资源量<sup>[11]</sup>, 生物量动力学公式如下:

$$B_t = \gamma_0 K e^{v_t}, t=1 \quad (1)$$

$$B_{t+1} = \left[ B_t + r B_t \left( 1 - \frac{B_t}{K} \right) - C_t \right] e^{v_t}, t > 1 \quad (2)$$

式中,  $B_{t+1}$  为  $t+1$  年生物量,  $B_t$  为当前资源量,  $C_t$  为  $t$  年渔获量,  $K$  为环境承载力(carrying capacity),  $r$  为内禀增长率(intrinsic rate of natural increase)。过程误差假设为正态分布,  $v_t$  独立且符合正态分布, 均值为 0, 方差为  $\sigma^2$ 。 $\gamma_0$  为初始资源量消耗水平( $B_1/K$ ), 如果资源处于未开发状态, 则  $\gamma_0 = 1$ 。

在使用 Catch-MSY 模型进行评估时, 首先要确定内禀增长率( $r$ )和环境容纳量( $K$ )的先验分布, 以及评估起始年和终止年相对资源比率( $B_{FYR}/K$ 和  $B_{LYR}/K$ )的大致范围。设置起止年相对资源比率大致范围时可参考 Martell 等<sup>[11]</sup>研究中提供的数值(表 1), 根据实际情况选择相应的接受范围。对于起始年, 如果渔获量与最大渔获量之比小于 0.5,  $B/K$  ( $\gamma_1 + \gamma_2$ ) 的范围为 0.5~0.9, 否则  $B/K$  的范围为 0.3~0.6。对于终止年, 如果渔获量与最大渔获量之比小于 0.5,  $B/K$  ( $\gamma_3 + \gamma_4$ ) 的范围为 0.01~0.4, 否

则范围为 0.3~0.7。 $r$  的先验分布可参考 FishBase 数据库的默认值, 其将种群恢复力的强弱分为 4 类, 分别为极低(0.015~0.1)、低(0.05~0.5)、中等(0.2~1)、高(0.6~1.5), 对于一个特定的鱼种, 若没有关于  $r$  的可用信息, 可根据以上分类选择  $r$  合适的先验分布。 $K$  的先验分布一般设定为下限是渔获量数据中最高的渔获量( $C_{MAX}$ ), 上限是最高渔获量的 100 倍( $100 \times C_{MAX}$ )的均匀分布。

为得到有效的  $r-K$  的组合, 从  $r$  和  $K$  的先验分布内随机选取  $r-K$  的组合, 然后从第一年资源量的先验中选取初始资源量, 利用公式(1)和公式(2)来计算未来几年的资源量。采用如下伯努利分布作为似然函数:

$$L(\Theta|C_t) = 1, \gamma_3 \leq B_{n+1}/K \leq \gamma_4 \quad (3)$$

$$L(\Theta|C_t) = 0, \gamma_3 \geq B_{n+1}/K \text{ 或 } B_{n+1}/K \geq \gamma_4 \quad (4)$$

每组有效的  $r-K$  组合可利用最后一年资源量根据公式(1)得出。利用重要性重抽样程序来获得  $r$  和  $K$  的后验分布, 研究选择几何平均值来表示输出结果, 因为可以更好地显示  $r$ 、 $K$  以及 MSY 的后验分布<sup>[27]</sup>。采用 Schaefer 剩余产量模型中  $MSY = r \times K/4$  的公式来计算 MSY 值, 采用对数平均值的标准差(SD)来衡量不确定性。

为 Schaefer 剩余产量模型中的参数设定一个合理的先验分布是 Catch-MSY 模型的关键假设, 对于发展中的渔业或者产量连续增加的渔业, 其尚未达到最大潜力,  $K$  的上限很难确定, 因此盲目地将最大渔获量的倍数作为  $K$  的上限可能会对评估结果造成不确定性。Catch-MSY 模型另外一个假设为资源消耗比率范围的假设, 消耗比率的下限决定了 MSY 估计值的下限, 消耗比率的上限和  $K$  的范围决定了 MSY 估计值的上限, 消耗比率的设定实际上是资源当前状况的假设。

Catch-MSY 模型在数据缺乏渔业中得到了广泛的应用。Urias 等<sup>[28]</sup>利用 Catch-MSY 模型对 1974—2012 年间墨西哥西北部茎柔鱼(*Dosidicus gigas*)资源进行了评估, 获得了最大可持续产量, 同时发现虽然厄尔尼诺等现象可能会通过对洄游等过程的改变影响墨西哥西北部茎柔鱼的可利用性, 但其生物量的变化极有可能是因为捕捞造成的。Zhang 等<sup>[27]</sup>基于 Catch-MSY 模型估算了东海

3 种渔业资源的 MSY 值, 并对其资源管理提出建议。Shi 等<sup>[19]</sup>利用该模型对西北太平洋秋刀鱼资源进行了评估, 结果证明了 Catch-MSY 模型是估算数据缺乏渔业 MSY 值的有效选择。耿喆等<sup>[29]</sup>利用 Catch-MSY 模型对印度洋蓝枪鱼(*Makaira nigricans*)的最大可持续产量 MSY 进行了估算, 结果表明参数  $r$  和  $K$  呈强烈的负相关, 而 MSY 与参数  $r$  呈正相关, 数据时间序列长度对评估结果影响有限, 而模型对起止年渔获量较为敏感。印度洋蓝枪鱼资源生物量状况良好, 即  $B_{2015}/B_{MSY}$  大于 1, 而开发状况除其中两种情景外, 均为过度捕捞, 即  $F_{2015}/F_{MSY}$  大于 1。

表 1 起始年和终止年资源消耗比率<sup>[11]</sup>

Tab. 1 Resource consumption ratio of start and end years

时间 time	产量与最大产量比 catch/ $C_{MAX}$	资源比率 $B/K$
起始年 first year	<0.5 ≥0.5	0.5-0.9 0.3-0.6
终止年 last year	>0.5 ≤0.5	0.3-0.7 0.01-0.4

## 2.2 CMSY 模型

CMSY 模型是 Catch-MSY 模型的改进, 解决了原模型的一些缺点, 该模型使用了蒙特卡罗方法(Monte Carol, MC)修正了 Catch-MSY 模型的系统偏差, 同时可以结合过程误差来估算生物学参考点 MSY、MSY 状态下的捕捞死亡率( $F_{MSY}$ )、MSY 状态下的资源量( $B_{MSY}$ )、相对资源大小( $B/B_{MSY}$ )以及资源开发( $F/F_{MSY}$ )<sup>[12]</sup>。CMSY 模型解决了产量模型在相对较低的资源规模( $B < 0.25B_0$ )下会高估生产力的缺点。与 Catch-MSY 模型相似, 该模型所需数据同样为渔获量数据、资源消耗数据以及恢复力信息等。确定合适的  $r$ - $K$  组合之前同样需要从先验分布中抽取  $r$ 、 $K$  以及初始资源量, 通过计算得到预测的资源量。当出现以下任一情况时, 则将该  $r$ - $K$  组合被舍弃: (1)预测资源量小于  $0.01K$  (即资源崩溃); (2)预测的资源量落在中间年资源量先验范围之外; (3)预测的资源量落在最后一年资源量先验范围之外。若以上条件均不符合, 则认为  $r$ - $K$  组合和预测的生物量轨迹是可行的, 并将其储存起来进行分析。CMSY 模型与 Catch-

MSY 模型的不同之处在于它是在三角形的中心搜索最可能的  $r$ , 而不是在三角形的尖端区域搜索<sup>[12]</sup>。初步研究表明, 如果使用的数据是上岸量数据而不是渔获量数据且存在大量的丢弃, CMSY 模型将会低估 MSY 值和  $K$  值, 这也对商业渔业渔获量数据统计的准确性提出了更高的要求。

近年来, 国内外学者均采用该模型进行了渔业资源评估研究。Hélias<sup>[30]</sup>为联合国粮农组织 (FAO) 主要捕鱼区的近 5000 种鱼类提供生物学参考点, 其中 42% 种类的数据是基于 CMSY 算法得出的。Winker 等<sup>[31]</sup>运用 CMSY 模型对北大西洋和南大西洋灰鲭鲨(*Isurus oxyrinchus*)资源状况进行了评估, 并将结果与贝叶斯状态空间模型进行了比较, 结果发现对于北大西洋灰鲭鲨, CMSY 结果与贝叶斯状态空间模型相似, 但是南大西洋的评估结果两种模型有较大的差异。Ren 等<sup>[32]</sup>利用 CMSY 模型评估了西北太平洋海域 3 种渔业资源, 通过计算  $B/B_{MSY}$  判断这 3 种渔业均处于不同程度的过度捕捞状态, 需要及时采取科学措施进行管理。Ji 等<sup>[33]</sup>基于该模型估算了黄渤海海域带鱼资源的生物学参考点, 同时利用贝叶斯状态空间模型以及经典的剩余产量模型进行了对比分析研究, 结果发现, 黄渤海海域带鱼资源目前处于过度开发的状态, 该渔业需要进行科学保护。

## 2.3 DCAC 模型

DCAC 模型潜在产量公式<sup>[34]</sup>的延伸, 可为长寿种类的数据缺乏渔业提供可持续产量的有效估算, 该模型仅需要一定时间序列的渔获量数据、资源衰减率( $A$ )、自然死亡率( $M$ )、种群恢复力  $B_{MSY}/B_0$  以及  $F_{MSY}/M$  等参数<sup>[13]</sup>。模型通过 MC 模拟参数的概率分布进而估算可持续渔获量的概率分布, 可持续渔获量可以作为判断渔业资源开发状态的指标。模型假设在种群资源丰度没有发生较大变化的情况下, 这一期间内平均渔获量为可持续渔获量。在一段较长的时间内(10 年或 10 年以上), 渔获量被分为可持续的产量部分和生物量一次性减少有关的不可持续的“意外收获”部分<sup>[13]</sup>。意外收获  $W$  可用  $W = \Delta B_0$  表示, 资源衰减比率可用以下公式表示:

$$\Delta = \frac{B_{\text{FYR}} - B_{\text{LYR}}}{B_0} \quad (5)$$

式中,  $B_{\text{FYR}}$  为起始年资源量,  $B_{\text{LYR}}$  为终止年资源量,  $B_0$  为原始资源量。初始的潜在产量公式为:

$$Y_{\text{pot}} = 0.5MB_0 \quad (6)$$

式中,  $Y_{\text{pot}}$  为潜在产量。

随着研究的深入, Restrepo 等<sup>[7]</sup>发现基于初始潜在产量公式的两种近似方法已经过时, 值得重新考虑, 大多数渔业的种群补充量关系表明鱼类的有效替代, 此外,  $F_{\text{MSY}}=M$  的假设也应该被修改, 因为经验发现这往往过高, 将  $F_{\text{MSY}}=M$  修改为  $F_{\text{MSY}}=cM$ , 其中  $c$  值可能会小于 1。因此, 初始产量公式变为

$$Y_{\text{pot}} = 0.4cMB_0 \quad (7)$$

DCAC 模型中可持续产量的公式为:

$$Y_{\text{sust}} = \frac{\sum C}{n + W / Y_{\text{pot}}} \quad (8)$$

式中,  $\sum C$  为渔获量总量,  $n$  为渔获量时间跨度。

DCAC 模型主要假设为: (1)  $M$  服从对数正态分布,  $c$  和  $\Delta$  服从正态分布; (2) 在种群资源丰度没有发生较大变化的情况下, 在这一期间内平均渔获量为可持续的; (3) 目标鱼种应为长生命周期鱼种。当鱼种自然死亡率大于  $0.2/a$  时, 则该模型不被推荐使用, 超过  $0.2/a$  则资源消耗修正变小, 对于资源严重衰竭的种类进行评估时, 会增加模型结果的不确定性<sup>[35]</sup>。DCAC 模型得出的平衡渔获量可作为渔业捕捞的限额, 但不等同于传统意义上的 MSY。目前国内外学者对 DCAC 模型进行了广泛的应用。2015 年, Newman 等<sup>[36]</sup>利用 DCAC 模型对美国西海岸的几十种底栖鱼类进行了资源评估研究, 结果证明 DCAC 模型在数据缺乏渔业中的适用性。Arnold 等<sup>[37]</sup>利用 DCAC 模型和 DB-SRA 模型评估了翼平鲉(*Sebastes pinniger*)的资源状况, 同时分析了渔获量以及生物学参数的变化对两种评估模型估算的可持续产量以及过度捕捞限制(overfishing limit, OFL)的影响。结果发现, 当仅有渔获量误差时, 两种模型均会低估“真实”OFL, 虽然 DB-SRA 模型的偏差略小于 DCAC

模型, 但是渔获量误差的增加将导致 DB-SRA 模型的捕捞限制(HL)方差快速增加。评估结果准确性的提升并不仅仅来源于渔获量数据数量和质量增加, 生物学数据的质量同样有很大影响。Fan 等<sup>[38]</sup>基于该模型对蓝枪鱼的可持续产量进行了估算, 结果表明 DCAC 模型估算的可持续产量小于 MSY 以及管理建议的临时参考点。耿喆等<sup>[39]</sup>使用 DCAC 模型估算了印度洋大青鲨(*Prionace glauca*)的可持续产量, 研究表明运用 DCAC 方法估算印度洋大青鲨的可持续渔获量是可行的, 该研究可以为大洋和中国近海渔业的资源评估提供参考。

## 2.4 DB-SRA 模型

Dick 和 MacCall 于 2011 年提出了一种新的数据缺乏方法(DB-SRA)<sup>[14]</sup>, 该模型结合了 DCAC<sup>[13]</sup>和资源衰减分析(stock reduction analysis, SRA)<sup>[40]</sup>的建模框架, 是对随机 SRA 的修改, 并且同样使用蒙特卡洛方法得到资源状态以及管理参考点的概率分布。模型的输入为  $M$ 、 $B_{\text{MSY}}/K$ 、 $F_{\text{MSY}}/M$ 、资源衰减率以及渔获量数据。给定以上参数的输入值后, DB-SRA 模型会找到与输入消耗水平和历史渔获量相匹配的重建种群, 然后将  $F_{\text{MSY}}$ 、资源消耗以及重建的未捕捞生物量相乘计算 OFL, 该过程是随机的且为所有 4 个输入设定很多值, 每个值都可以估算一个未捕捞生物量和 OFL 值。DB-SRA 模型是通过以下形式的延迟差分模型来实现的:

$$B_t = B_{t-1} + P(B_{t-a}) - C_{t-1} \quad (9)$$

式中,  $B_t$  是  $t$  年的资源量,  $P(B_{t-a})$  是基于  $t-a$  年生物量函数的潜在年产量, 潜在生产函数  $P$  可以采取多种形式,  $C_{t-1}$  是  $t-1$  年渔获量。

$$P(B_{t-a}) = g\text{MSY} \left( \frac{B_{t-a}}{K} \right) - g\text{MSY} \left( \frac{B_{t-a}}{K} \right)^n \quad (10)$$

式中,  $K$  相当于原始生物量, MSY 是最大可持续产量,  $n$  是 PTF (Pella-Tomlinson-Fletcher)模型<sup>[41-42]</sup>的形状参数。  $g$  是一个数值因素, 可用下式表示:

$$g = \frac{n^{n/(n-1)}}{n-1} \quad (11)$$

DB-SRA 模型是直接对管理有用的“主要参数”模型<sup>[43]</sup>, 为了计算简单, 采用了产量模型。

PTF 模型于 1978 年被 Fletcher 重参数化, 可以灵活地规定潜在生产力峰值的范围 ( $0 < B_{\text{peak}} < 1$ ) 和 MSY 值<sup>[42]</sup>。但当生产力曲线向右高度倾斜时, 在低生物量水平上将产生过高生产力 (特别是在  $B_{\text{peak}} < e^{-1}$  时)<sup>[44]</sup>。在典型的高 Beverton-Holt 亲体补充关系 (BHSSR) 的陡度值下 ( $h > 0.5$ ), 往往会出现高偏斜度。McAllister 等<sup>[44]</sup>通过提出混合 Schaefer-PTF 模型来调整 PTF 模型, 其中 Schaefer 模型适用于  $B_{\text{peak}}$  以下的生物量。DB-SRA 模型的特点是尽管对当前的资源丰度了解较少, 但可以从历史渔获量中获得有用的信息。当只有渔获量和生活史参数时, DB-SRA 模型可以减少可持续产量估算的不确定性, 同时还可减少其他重要参考点例如 MSY 和  $K$  估算的不确定性。DB-SRA 模型仍需要诸多改进, 比如历史渔获量的不确定性无法得到充分解决等。与 DCAC 模型相比, DB-SRA 模型是更加完善的资源评估模型, 它可以估算完整的种群动态和重要生物学参考点。DB-SRA 模型与 DCAC 模型一样, 对于自然死亡系数有较好的稳定性, 但对于资源衰减比率十分敏感, 并且不适合自然死亡系数大于  $0.2/a$  的种群, 评估资源高度衰竭的种群时不确定性较大<sup>[45]</sup>。OFL 估计的不确定性源自模型重要参数的先验分布, 因为这些都是根据前人研究的基础或者经验来设定的, 但在一些情况下模型错误也有可能导 OFL 估算的不确定性<sup>[46]</sup>。

Sweka 等<sup>[47]</sup>结合 1879—1929 年伊利湖鲟 (*Acipenser fulvescens*) 渔获量数据, 基于 DB-SRA 模型对其进行了资源评估研究, 获取了渔业可持续发展的渔业参考点以及伊利湖的历史环境容纳量, 研究表明伊利湖鲟资源已经被过度捕捞, 且资源受到栖息地可利用性等因素的影响难以恢复。Dick 等<sup>[14]</sup>介绍了 DB-SRA 模型的原理、输入、输出等, 同时将其应用到几种数据缺乏渔业中, 并将其结果与数据充足资源评估方法的结果相比较, 结果证明 DB-SRA 模型可以有效地估计数据缺乏渔业的可持续产量。Carruthers 等<sup>[8]</sup>评价了 DB-SRA 模型和 DCAC 模型在数据缺乏渔业中的表现, 同时考虑了不同模型输入以及生活史信息对评估结果的影响, 最后讨论了研究结果对其他

数据缺乏方法的影响并明确了未来重点研究方向。

## 2.5 SSS 模型

SSS 模型<sup>[4]</sup>是基于综合年龄结构的评估模型, 其允许使用多种数据源来表征随时间变化的种群动态。SSS 模型通过两种形式实现: (1) 使用与 DB-SRA 相同的 MC 方法, 从概率分布中为每个输入参数设定一个值, 并重复多次计算获取模型输出的概率分布 (SSS-MC); (2) 使用 DB-SRA 分布作为参数的先验分布, 并使用 MCMC 方法计算所有模型输出的后验分布 (SSS-MCMC)。SSS 模型的输入为相对资源状况、自然死亡率、生产力 ( $F_{\text{MSY}}/M$  and  $B_{\text{MSY}}/B_0$ ) 以及体长体重关系<sup>[48]</sup>。SSS-MC 模型中, 固定了除初始补充量 ( $\ln R_0$ ) 以外的所有参数, 该模型还建立了一个代表相对资源生物量的人工丰度指数, 指数的第一个值为 1, 最后一年的值表示剩余资源的比例 (最终消耗), 陡度 ( $h$ ) 和最后一年的资源调查丰度均使用 MC 方法从指定的分布中随机抽取, 然后估算  $\ln R_0$ <sup>[49]</sup>。SSS-MCMC 模型中, 参数  $\ln R_0$ 、 $M$  和  $h$  均要估算。SSS-MC 和 SSS-MCMC 的主要区别在于: (1)  $M$  和  $h$  是从 SSS-MC 中的先验抽取出来的, 并且没有更新, 而在 SSS-MCMC 中,  $M$  和  $h$  是被分配的可以更新的先验; (2) 调查指数在 SSS-MC 拟合中无误差, 而在 SSS-MCMC 拟合中存在误差。(3) SSS-MC 模型使用最大似然估计 (maximum likelihood estimation, MLE) 估算模型参数, 而 SSS-MCMC 模型使用的 MCMC 计算模型输出的后验分布<sup>[50]</sup>。

SSS 模型与 DB-SRA 模型在种群动态模型上有所差异, SSS 模型的种群动态模型是完整的年龄结构模型, 而 DB-SRA 模型则是延迟差分模型, 因此, 与 DB-SRA 模型不同, 在 SSS 模型中需要年龄和生长的估计来定义年龄结构并根据基于年龄/体长的选择性去除渔获量<sup>[51]</sup>。生产力方面, SSS 模型使用的是 Beverton-Holt 资源补充量关系 (BHSSR), 模型假设  $B_{\text{MSY}}/B_0 \leq 0.5$ , DB-SRA 模型则使用的是 Pella-Tomlinson 和 Schaefer 的混合模型。操作顺序方面, SSS 模型假设种群先补充, 然后被捕捞, 而 DB-SRA 模型则假设捕捞在前, 资源补充在后, 该假设对评估结果的影响尚未量化,

但预计影响不大<sup>[49]</sup>。

Courtney 等<sup>[52]</sup>结合渔获量、单位捕捞努力渔获量(CPUE)、体长组成以及生活史信息等数据, 基于 SSS 模型对北大西洋尖吻鲭鲨(*Isurus oxyrinchus*)进行了资源评估研究, 结果表明, 2015 年的捕捞死亡率高于  $F_{MSY}$  ( $F_{2015}/F_{MSY}=3.5$ ),  $F_{2015}/F_{MSY}$  于 1985 年首次超过 1, 最终的 SSS 模型显示产卵种群繁殖力高于 MSY 下的产卵种群规模 ( $SSF_{2015}/SSF_{MSY}=1.217$ )。Thorson 等<sup>[53]</sup>使用加入了随机效应方法的 SSS 模型评估北海鳕(*Gadus morhua*)和太平洋无须鳕(*Merluccius productus*), 结果表明该方法在估计模拟数据方差时具有较小的偏差, 还提供了太平洋无须鳕的资源补充的变异性 [ $\lg(-SD)=1.43$ ], 与 MCMC 方法估算相似 [ $\lg(-SD)=1.68$ ]。Cope 等<sup>[50]</sup>利用 SSS 模型评估了美国西海岸的 17 种底层渔业, 并将得出的生物量和种群资源状况估计值与最佳科学信息(best available scientific information, BASI)进行比较分析。

## 2.6 LBSPR 模型

产卵潜能比(spawning potential ratio, SPR)是一个公认的生物学参考点, 其估算值可为数据缺乏渔业的资源管理提供决策依据。SPR 的定义为在给定的捕捞死亡率下, 处于平衡状态的总繁殖生产与未捕捞状态下的繁殖生产的比例。2014 年, Hordyk 等<sup>[15]</sup>开发了一种根据渔获量的体长结构估算产卵潜能比的模型, 即 LBSPR 模型。LBSPR 模型的输入为:  $M/k$ 、平均渐近体长( $L_\infty$ )、渐近体长的变异系数( $CV_{L_\infty}$ )、选择性为 50%和 95%的体长、成熟率为 50%和 95%的体长以及体长频率数据。根据给定的  $M/k$  和  $L_\infty$  参数值以及渔获量的体长结构数据, LBSPR 模型利用最大似然法同时估算假设符合逻辑斯蒂曲线的体长选择性参数以及相对捕捞死亡率( $F/M$ ), 用于计算 SPR<sup>[54]</sup>, 计算公式如下:

$$SPR = \frac{\sum (1 - \tilde{L}_x)^{(M/k[(F/M)+1])} \tilde{L}_x^b}{\sum (1 - \tilde{L}_x)^{(M/k)} \tilde{L}_x^b} x_m \leq x \leq 1 \quad (12)$$

式中,  $\tilde{L}_x$  表示时间  $x$  时的标准化体长,  $b$  为生长指数,  $x_m$  为对应于成熟体长的标准年龄。

LBSPR 与其他方法不同的是不需要单独估算

自然死亡率( $M$ )和 VB(von Bertalanffy)方程生长参数  $k$ , 而是使用  $M/k$  的比率。通过使用  $M/k$  比率对模型进行参数化, 可以评估体长数据并提供种群资源状态的估计值, 这些估计值可以与现有的、广泛接受的参考点相比较并纳入渔业资源管理决策中, 而无需完全了解物种的生长模式和自然死亡率<sup>[55]</sup>。与其他基于体长数据的模型一样, LBSPR 模型是基于平衡的方法, 并依赖于许多重要的假设: (1)资源处于稳定状态, 补充量是恒定的; (2)易受渔业影响鱼类的自然死亡率和生长率是恒定的; (3)选择性为渐近形式; (4)生长可以用 VB 生长方程充分描述; (5)雌性和雄性具有相同的生长曲线, 渔获量的性别比例是均等的; (6)年龄体长数据是符合正态分布的<sup>[56]</sup>。LBSPR 模型的模拟测试发现, 该模型对非平衡的种群动态, 特别是较高变化的补充量, 以及生活史参数的不准确性比较敏感<sup>[15]</sup>。

LBSPR 模型假设体长频率数据具有代表性, 虽然体长数据是成本最低、最容易搜集的数据类型之一, 但是由于鱼类的空间分布是随机的, 样本过于分散, 体长频率数据可以代表整个种群的假设经常被人诟病。收集代表性样本的重要性和难度是所有资源评估方法共同面临的问题<sup>[15]</sup>。因此, 在设计收集 LBSPR 模型体长结构数据的采样方案时, 需注意这些问题, 并确保样本量足够大以能够反映种群的总体体长结构。

Ernawati 等<sup>[57]</sup>结合生活史参数和体长频率数据, 利用 LBSPR 模型估算了印度尼西亚南苏拉威西岛西部的马拉巴红鲷(*Lutjanus malabaricus*)的 SPR 值, 确定了该种群资源状况, 研究发现估算的 SPR 值大部分可以达到参考点阈值水平的 30%, 说明了该资源种群状况处于最佳水平。Baibbat 等<sup>[58]</sup>利用 LBSPR 模型对摩洛哥大西洋沿岸鳀进行了资源评估研究, 结果表明大部分鱼都在达到最大生长速度之前和达到最大可持续产量之后被捕获, 说明该种群正在经历过度捕捞。Prince 等<sup>[59]</sup>为了建立基本的标准并就其应用问题进行结构化讨论, 利用该模型对斯里兰卡和印度尼西亚的梭子蟹(*Portunus spp.*)进行了资源评估研究。研究证明了 LBSPR 模型对小型梭子蟹和其

他小型渔业的技术可行性和成本效益性。

## 2.7 LIME 模型

LIME 模型是一种综合的年龄结构模型,可以根据渔获物的体长结构数据和生物学信息如生长、自然死亡率以及成熟率等来估算捕捞死亡率和 SPR,是在渔获量曲线资源减少分析(catch-curve stock reduction analysis, CCSRA)<sup>[60]</sup>的基础上延伸出来的。LIME 模型与 LBSPR 模型具有相同的数据要求,但其不假设平衡条件。当只有体长数据可用时,该模型可以解释捕捞死亡率和补充量的变化,同时可以以综合的方式处理多年和多种类型数据来改进对于捕捞死亡率随时间变化的估计。LIME 模型的输入为体长结构数据、VB 生长方程( $L_{\infty}, K, t_0$ )、体长体重关系( $\alpha$  和  $\beta$ )、 $M$ 、选择性为 50%和 95%的体长( $L_{50}^s$  和  $L_{95}^s$ )以及成熟率为 50%的体长( $L_{50}^m$ )。模型通过自动微分和拉普拉斯近似(TMB)得到随时间变化的年补充量偏差来计算补充随机效应的边际似然,从而扩展了基于体长的资源评估方法<sup>[61-62]</sup>。与其他年龄结构模型不同的是, LIME 模型将年补充量看作随机效应,而补充量分布的均值和标准差被估计为固定效应<sup>[63-64]</sup>。另一个关键的区别是 LIME 模型不需要渔获量数据,如果关于资源规模大小的信息是未知的,则会根据未开发种群的平均水平来估计补充量。LIME 模型使用 Dirichlet 多项式似然函数来拟和预测体长组成和观测体长组成,除了体长结构边际似然外,联合负对数似然还包含了对捕捞死亡率的惩罚,以避免年与年之间不切实际的变化以及年补充量偏差随机影响的可能性<sup>[65]</sup>。如果渔获量数据和资源丰度指数数据可用的话, LIME 模型同样可以容纳<sup>[16]</sup>。

LIME 模型在国内外的应用相对较少, Rudd 等<sup>[16]</sup>对 LIME 模型进行了模拟研究,结果证明 LIME 可以灵活地结合更多年份或类型的数据,从而改善了数据缺乏渔业资源评估的需要,并消除了对均衡假设的需求。Pons 等<sup>[66]</sup>使用来自不同网具选择性船队的体长结构数据,基于不同方法(LIME 模型和 LBSPR 模型)对大西洋小型金枪鱼、鲐以及鳀进行资源评估研究。结果表明在所有测试中,使用最广泛规模范围船队的体长数据会导

致最小的 SPR 偏差。此外,结果还发现东南大西洋的小型金枪鱼(*Euthynnus alletteratus*)和西北大西洋的沙氏刺鲛(*Acanthocybium solandri*)的资源可能经历了过度捕捞。Chong 等<sup>[67]</sup>开展了模拟分析研究比较了几种基于体长数据模型的表现。研究表明, LIME 模型更适合时间序列超过 1 年的渔业资源评估,所有模型对短生命周期种类的资源评估均有一定的困难。

## 2.8 LBB 模型

LBB 模型是基于体长频率数据利用贝叶斯蒙特卡罗马尔科夫链(MCMC)估算相对资源量的简单快速方法,适用于生长贯穿一生的种类,比如一些重要的商业性鱼类和无脊椎动物。LBB 模型根据目标鱼种的生物学研究或 Fishbase 的统计预先设定生活史参数的先验,因此如果可以接受生活史的默认值,除体长频率数据之外,不需要输入其他数据<sup>[17]</sup>。该模型运行前需要设定先验的参数有渐近体长( $L_{\infty}$ )、最大体长( $L_{max}$ )、总死亡率与体长增长速率的比( $Z/K$ )、捕捞死亡率与体长增长速率的比( $F/K$ )、相对自然死亡率( $M/K$ )、第一次被捕获的平均体长( $L_c$ )以及陡度( $\alpha$ )等,可以估算出  $L_{\infty}$ 、 $L_c$ 、 $M/K$  以及相对捕捞死亡率( $F/M$ )。LBB 模型提供了根据体长结构评估该种群是否为健康种群的新的指标,同时还可以为 CMSY 模型提供当前相对资源量( $B/B_0$ )的先验分布。LBB 模型的估计值作为其他评估模型中相对资源量的先验十分有价值,同时, LBB 模型估计的首次捕获体长和相对各自参考点的相对资源量也可以直接用于管理,因此, LBB 模型被建议为数据缺乏渔业的有效资源评估工具<sup>[17]</sup>。LBB 模型在使用过程中,如果渔具具有与主要商业渔具不同的选择性和可捕获性,或者样本来源于非代表性的种群区域,如产卵场等,体长频率数据则不能代表资源开发阶段的体长组成, LBB 模型的结果不确定性较大。LBB 模型假设在体长频率数据样本的年龄范围内死亡率、生长和补充均在平均值附近波动,如果这一假设不成立,则该模型不适用<sup>[68]</sup>。

2018 年, Froese 等<sup>[17]</sup>对 LBB 模型进行了全面介绍,并将评估结果与模拟得到的真实渔业的生物学参考点相比较,发现 LBB 模型的评估结果与

模拟数据得到的真实渔业的参考点无显著差异且与传统完整的资源评估模型结果相似。Liang 等<sup>[69]</sup>利用 LBB 模型对中国沿海海域的 14 种鱼类和无脊椎动物进行了评估, 利用体长频率数据估算了生长、首次捕获体长以及当前相对资源量( $B/B_0$ ,  $B/B_{MSY}$ )。评估结果发现, 14 个种群中, 1 个种群处于崩溃阶段, 9 个种群严重过度捕捞, 3 个种群处于过度捕捞阶段, 此外, 13 个种群的首次捕获体长小于最佳首次捕获体长, 说明这些资源正在经历生长型过度捕捞。Wang 等<sup>[70]</sup>基于 LBB 模型评估了渤海和黄海的 8 种鱼类资源, 结果发现, 除了多鳞鱮(*Sillago sihama*), 其他 7 种鱼类当前相对资源量  $B/B_0$  均小于产生最大可持续产量的相对资源量( $B_{MSY}/B_0$ ), 表明了这些鱼种处于过度捕捞阶段。此外, 首次捕获体长低于最佳的首次捕获体长。说明应及时通过扩大网目尺寸的方式来管理, LBB 模型可以为山东沿海资源的渔业管理提供有效的理论支持。

## 2.9 LBRA 模型

LBRA 模型是 Ault 等<sup>[71]</sup>1998 年提出的基于体长评估模型的延伸, 主要的改进为: (1) 在数学模型中结合了死亡率和生长动态; (2) 采用预防方法设定捕捞死亡率可持续参考点( $F_{REF}$ )和种群繁殖生物量可持续参考点( $B_{REF}$ ); (3) 根据概率分布定义可持续风险; (4) 根据预期的体长频率评估种群开发状态。LBRA 模型所需的关于年龄、生长和繁殖的历史种群参数与其他资源评估模型一致<sup>[72]</sup>, 主要输入为体长结构数据、VB 生长方程( $L_{\infty}$ ,  $K$ ,  $t_0$ )、年龄体长变异系数( $CV_{L_{\infty}}$ )、体长体重关系( $\alpha$  和  $\beta$ )、自然死亡率( $M$ )、最大理论年龄( $a_{max}$ ), 其使用的数学模型可通过体长数据计算种群指标来反映实际的捕捞选择性过程, 该过程是基于体长而不是年龄。LBRA 模型死亡率的估计不需要估算在小型渔业中难以估算的总渔获量和总努力量<sup>[73]</sup>, 相反, 总死亡率是根据开发阶段的平均体长估算该模型的<sup>[74]</sup>。与其他体长频率方法不同的是, 估计种群可持续性但没有明确估算死亡率<sup>[56,75]</sup>。利用数学种群模型研究特定物种捕捞死亡率的预防参考点基于几点标准, 首先, 开发的种群假设为完全成熟的成体阶段; 其次, 最大可持续产量作

为限制参考点而不是目标参考点; 第三, 模型预测的  $F_{MSY}$  下的 SPR 作为可持续发展的最低限制。具体的估算过程和公式可参考 Ault 等<sup>[76-77]</sup>的研究。

应用方面, Pons 等<sup>[66]</sup>利用 LBRA 模型对小型金枪鱼和鲈进行了评估研究, 并将其评估结果与其他基于体长的数据缺乏模型进行了比较研究。Ault 等<sup>[76]</sup>基于 LBRA 模型对赤点石斑鱼(*Epinephelus morio*)和黄鳍鲷(*Ocyurus chrysurus*)等热带珊瑚礁渔业进行了资源评估研究, 结果显示, 就捕捞死亡率和资源繁殖生物量而言, coney 鱼类的可持续风险较低( $<35\%$ ), 而其他 5 个物种的可持续风险均超过 95%。数据缺乏风险分析方法可以从物种和种群的角度对可持续资源状态进行相当全面的概率评估, 同时也为探索平衡可持续风险和渔业生产的管理选择提供了参考框架。各模型优缺点、所需数据类型、模型假设以及应用实例见表 2。

## 3 模型重要输入数据

运用数据缺乏方法评估时, 一般需要对生物学参数等重要模型输入进行设定或假设。输入参数的准确性将很大程度上影响数据缺乏评估方法的评估结果<sup>[10]</sup>。因此, 模型参数的估算成为数据缺乏方法中重要的一环。资源消耗、自然死亡率以及资源丰度指数是数据缺乏方法中最重要的几个模型输入数据。其中, 资源消耗数据主要用于基于渔获量的模型, 在数据缺乏渔业中不易获得。自然死亡率同样是数据缺乏渔业评估中的重要输入参数, 甚至比成熟度和生长参数都要重要, 然而估算难度较大, 对于数据缺乏的鱼类种群, 其自然死亡率信息往往不足。资源丰度指数可通过渔业资源科学调查或者商业捕捞数据标准化的方式估算<sup>[39]</sup>。

### 3.1 资源消耗

资源消耗是大部分基于渔获量的数据缺乏方法所需要的数据, 也是在数据缺乏渔业中最难获得的模型输入。资源消耗的估算需要对资源的趋势有较为广泛的了解, 专家经验可以从例如捕捞空间变化等信息中获得<sup>[78]</sup>。当该海域其他鱼种被

表 2 常见数据缺乏资源评估方法总结

Tab. 2 Summary of data-limited fisheries stock assessment models

模型 model	模型输入 input	模型假设 assumption	模型输出 output	模型优点 advantage	模型缺点 disadvantage	应用举例 example
Catch-MSY 模型 catch-maximum sustainable yield model	一定时间序列的渔获量 数据, 内禀增长率( $r$ ), 环 境容纳量( $K$ ), 最后 1 年 的资源消耗范围	(1) 可为 Schaefer 剩余产量模型提供 合理的参数先验分布 (2) 资源消耗比率范围的假设; (3) 过程误差属于对数正态分布.	最大可持续产量(MSY)	数据需求量少, 模型 基于 Schaefer 模型计 算, 简单易操作, 模 型参数相对较少	模型简单, 模型本身倾 向于低估 MSY 值	小黄鱼 <sup>[27]</sup> <i>Larimichthys polyactis</i> 秋刀鱼 <sup>[19]</sup> <i>Cololabis saira</i>
CMSY 模型 an extension of catch-MSY model	一定时间序列的渔获量 数据, 资源消耗数据以 及恢复力信息	(1) 最大渔获量数据小于未开发的资 源量; (2) 资源消耗比率范围的假设.	MSY, $F_{MSY}$ , $B_{MSY}$ , 相对 资源大小( $B/B_{MSY}$ )以及 资源开发( $F/F_{MSY}$ )	数据需求量少, 可估 算生物学参考点	模型结构简单, $r$ 和 $K$ 假 设不变, 不适用于新开 发的渔业	枪乌贼 <sup>[32]</sup> <i>Spear squid</i>
DCAC 模型 depletion cor- rected average catch model	一定时间序列的渔获量 数据, 资源衰减比率, 自 然死亡率( $M$ ), 种群恢复 能力( $B_{MSY}/B_0$ ), $F_{MSY}/M$	(1) $M$ 服从对数正态分布, $c$ 和 $\lambda$ 服从 正态分布; (2) 在种群资源丰度没有发生较大变 化的情况下, 在这一期间内平均渔 获量为可持续的.	可持续渔获量	数据需求量少, 可估 算可持续产量	对资源衰减率较敏感, 自然死亡率系数大于 0.2/a 的种群不适用, 资源高 度衰竭的种群评估结果 不确定性较大	翼平鲉 <sup>[37]</sup> <i>Sebastes pinniger</i> 蓝枪鱼 <sup>[38]</sup> <i>Makaira nigricans</i>
DB-SRA 模型 depletion based stock reduction analysis model	渔获量数据, 自然死亡 率( $M$ ), 最后 1 年的资源 消耗, $F_{MSY}/M$ , $B_{MSY}/B_0$ , 性成熟年龄( $A_{mat}$ )	(1) 捕捞在前, 资源补充在后; (2) $F_{MSY}$ 符合对数正态分布.	可持续渔获量, 相关生 物学参考点(MSY, $B_{MSY}$ 等)	可提供完整的种群 动态以及可估算各 生物学参考点	历史渔获量的不确定性 无法得到充分解决	伊利湖鲟 <sup>[47]</sup> <i>Acipenser fulvescens</i>
SSS 模型 simple stock synthesis model	相对资源状况, 自然死 亡率, 种群恢复能力 ( $F_{MSY}/M$ , $B_{MSY}/B_0$ )	(1) 种群先补充, 然后被捕捞; (2) $B_{MSY}/B_0 \leq 0.5$ .	可持续渔获量, 资源 量, 相关生物学参考点	可结合多种数据进 行资源评估研究, 结 果准确度高	参数较多, 需要更多的 模型假设	大西洋尖吻鲷 <sup>[52]</sup> <i>Isurus oxyrinchus</i> 北海鲷 <sup>[53]</sup> <i>Gadus morhua</i>

(待续 to be continued)

(续表 2 Tab. 2 continued)

模型 model	模型输入 input	模型假设 assumption	模型输出 output	模型优点 advantage	模型缺点 disadvantage	应用举例 example
LBSPR 模型 length based spawning potential ratio model	体长频率数据, 渐近体长( $L_{\infty}$ ), 渐近体长变异系数( $CV_{L_{\infty}}$ ), $M/K$ , 体长体重关系( $\alpha$ 和 $\beta$ ), 选择性为 50%和 95%的体长( $L_{50}^s$ 和 $L_{95}^s$ ), 成熟率为 50%和 95%的体长( $L_{50}^m$ 和 $L_{95}^m$ )	(1)资源处于平衡状态; (2)自然死亡率和生长速率是恒定的; (3)选择性和成熟度符合逻辑斯蒂曲线; (4)雌性和雄性具有相同的生长曲线, 渔获量的性别比例是均等的; (5)年龄体长数据符合正态分布。	$F/M$ 比, 选择性为 50%和 95%的体长( $L_{50}^s$ 和 $L_{95}^s$ ), $F/M$ 比(用于计算 $F$ ), $SPR$ , $F/F_{MSY}$ , $SPR_{MSY}$	无需完全了解物种的生长模式和自然死亡率	对非平衡的种群动态, 特别是较高变化的补充量, 以及生活史参数的不准确性比较敏感	红鲷 <sup>[57]</sup> <i>Lutjanus malabaricus</i> 梭子蟹 <sup>[59]</sup> <i>Portunus</i> spp.
LIME 模型 length-based integrated mixed effects model	体长结构数据, VB 生长方程( $L_{\infty}$ , $K$ , $t_0$ ), 体长体重关系( $\alpha$ 和 $\beta$ ), 自然死亡率( $M$ ), 选择性为 50%和 95%的体长( $L_{50}^s$ 和 $L_{95}^s$ ), 成熟率为 50%的体长( $L_{50}^m$ )	(1)自然死亡率和生长速率是恒定的; (2)选择性和成熟度符合逻辑斯蒂曲线。	体长数据, 补充量, 亲体资源量, 平均体长, 选择性为 50%和 95%的体长( $L_{50}^s$ 和 $L_{95}^s$ ), 当前捕捞死亡率, $SPR$ , $F/F_{MSY}$ , $SPR_{MSY}$	灵活地结合更多年份或类型的数据, 从而改善了数据缺乏渔业资源评估的需求, 并消除了对均衡假设的需求	是一种综合的年龄结构模型, 模型假设较多, 体长结构数据需要具有代表性	小型金枪鱼 <sup>[66]</sup> <i>Euthynnus alletteratus</i> 沙氏刺鲷 <sup>[66]</sup> <i>Acanthocybium solandri</i>
LBB 模型 length-based bayesian model	体长频率数据, 渐近体长( $L_{\infty}$ ), 最大体长( $L_{max}$ ), $Z/K$ , $F/K$ , $M/K$ , $L_c$ , 陡度( $a$ )	(1)体长频率数据具有代表性; (2)体长频率数据样本的年龄范围内死亡率、生长和补充均在平均值附近波动。	$L_{\infty}$ , $L_c$ , $M/K$ 以及相对捕捞死亡率( $F/M$ )	模型结构简单, 数据需求量少	体长频率数据若无代表性, 评估结果误差较大	多鳞鱈 <sup>[15]</sup> <i>Sillago sihama</i>
LBRa 模型 length-based risk analysis model	体长结构数据, VB 生长方程( $L_{\infty}$ , $K$ , $t_0$ ), 年龄体长变异系数( $CV_{L_{\infty}}$ ), 体长体重关系( $\alpha$ 和 $\beta$ ), 自然死亡率为 $M$ , 最大理论年龄( $a_{max}$ )	(1)年平均补充量恒定; (2)选择性和成熟度符合逻辑斯蒂曲线; (3)每龄的体长均在平均体长周围呈正态分布; (4)最大年龄的偏离可被指数密度函数描述。	$B/B_{MSY}$ , 总死亡率( $Z$ ) [用于计算捕捞死亡率( $F$ )], $SPR$ , $F/F_{MSY}$ , $SPR_{MSY}$	有效地结合了死亡率 and 生长动态提高模型结果的准确性	模型参数和模型假设较多, 在使用上有一定的局限性	赤点石斑鱼 <sup>[76]</sup> <i>Epinephelus morio</i> 黄鳍鲷 <sup>[76]</sup> <i>Ocyurus chrysurus</i>

准确评估且可以判断捕捞作业是否与数据缺乏渔业相似时, 专家的判断将十分有用。例如, Patrick 等<sup>[79]</sup>基于对 30 个数据丰富物种资源评估的校正, 利用生产力敏感性分析来获得 DB-SRA 模型中资源消耗先验分布的平均值。长时间序列的独立渔业资源调查也是获取数据缺乏渔业资源消耗的方式之一, 尽管调查数据中包含许多“零数据”, 但是即使时间序列必须要划分为多年的时间段, 也可以从极少量的样本中获取资源消耗的信息<sup>[80]</sup>, 独立渔业资源调查的方式在国内外被广泛使用。从渔获量和捕捞努力量得出的资源丰度趋势可以被用在模型中更新资源消耗先验, 虽然历史捕捞努力量的信息较少, 但是可以参考该海域的其他评估物种的捕捞率, Punt 等<sup>[78]</sup>已经开发了“Robin Hood”方法同时评估多个物种的资源消耗。资源消耗估计的其他方法还有参考休闲渔业数据库和科学观察员数据的使用等。

### 3.2 自然死亡率

自然死亡率是渔业资源评估模型的常见输入(剩余产量模型除外), DB-SRA 模型、DCAC 模型和  $F_{MSY}/M$  比率方法均需要  $M$  的估计<sup>[81]</sup>。尽管  $M$  本身是不确定的参数, 但资源评估只需要一个近似值, 如果  $M$  值的不确定性存在问题, 则可以从候选值表中选择最可能的  $M$  值<sup>[82]</sup>。在使用许多数据缺乏模型时, 如果  $M > 0.2/a$ , 则模型不适用。尽管 DB-SRA 模型和 DCAC 模型对渔业数据要求较低, 但其余模型输入参数和变量例如  $M$  很大程度决定了模型结果<sup>[8]</sup>。虽然直接估计  $M$  值需要数据丰富的传统评估方法, 但是数据缺乏评估时可以从数据丰富案例中参考关键参数的值。目前, 国际上常用的估算  $M$  值的经验方法有 Hoening<sup>[83]</sup>、Pauly<sup>[84]</sup>、Jensen<sup>[85]</sup>以及 Hewitt 等<sup>[86]</sup>的经验公式。

### 3.3 资源丰度指数

资源丰度指数数据同样也是数据缺乏模型中的重要输入。科学资源调查和对商业捕捞数据进行 CPUE 标准化是获得资源丰度的重要方法。但科学资源调查因消耗人力物力过多等原因发展较慢, 而商业性渔业数据具有易获得和低消耗等特点, 我国渔业资源评估和渔场研究仍然依赖于该类数据<sup>[87]</sup>。目前, CPUE 标准化方法主要有广义线

性模型(general linear model, GLM)、广义可加模型(generalized additive model, GAM)、基于栖息地的 CPUE 标准化方法、回归树模型、贝叶斯 CPUE 标准化方法等, 研究技术已相对成熟, 但是对于特定渔业特别是数据缺乏渔业的 CPUE 标准化上仍存在的问题, 如渔业数据中的零观测值、交互效应的处理、努力量的空间分布以及数据尺度对 CPUE 标准化的影响等, 科学合理地处理这些问题是 CPUE 标准化研究的发展方向, 从而获取更加准确的资源丰度指数, 为进行资源评估研究奠定基础<sup>[88-89]</sup>。

## 4 不确定性来源及分析方法

随着计算机技术的发展和渔业工作者对渔业资源种群动态的不断认识, 不确定性在渔业资源评估中被广泛应用<sup>[90]</sup>。渔业资源评估是基于鱼类生活史信息、资源科学调查以及商业捕捞等信息利用评估模型来得到种群资源状态和捕捞动态, 是集数据搜集、数据统计及模型选择和模型操作运行的过程。在这一过程中, 观测误差、过程误差、模型误差和操作误差均可能引起资源评估结果的不确定性<sup>[91]</sup>。数据缺乏渔业因其独特的渔业特点, 对资源状况的评估存在一定的困难, 不确定性来源主要有以下几个方面: (1)模型适应性和局限性: 很多数据缺乏模型在开发时并未得到广泛的测试, 每种方法均有其自身假设和使用条件, 例如, CMSY 模型在评估轻度开发的渔业时可靠性较低, DCAC 模型对资源衰减率较敏感, 不适合评估自然死亡系数大于  $0.2/a$  的种群, Catch-MSY 模型本身就可能低估 MSY 值; (2)数据质量: 渔业数据、科学调查数据以及鱼类生活史数据在记录和统计时均可能因各种原因造成数据质量较低, 产生较大的不确定性。此外, 例如, LBSPR 和 LIME 模型对体长结构数据质量要求较高, 当使用非代表性的体长结构数据时, 模型结果不可靠; (3)参数的估计: 除必要渔获量和体长结构数据外, 模型变量和参数的准确性决定了模型评估结果的可靠性, 当参数估计不准确时, 评估结果的精准度同样较差; (4)鱼类行为: 许多数据缺乏渔业资源具有高度聚集的行为, 这将直接导致渔业资源

丰度数据估算不可靠,不能真实地反映资源量变化的趋势,增加模型结果的不确定性<sup>[92]</sup>。

Breen 等<sup>[93]</sup>和 Patterson 等<sup>[94]</sup>提出似然法、贝叶斯法和概率法可用来解决评估模型中的不确定性。似然法分析中,使用最大似然法得到最佳参数值,但当模型参数较多时,似然法使用起来相对困难。贝叶斯方法结合参数的先验分布和观测数据得出其后验分布概率,目前使用较为广泛。概率法通过放宽了有关误差的假设,参数的置信区间来自对数据分布的多重分析<sup>[88]</sup>。资源评估中的另一个重要的部分是对不确定性进行量化,常用的量化方法包括似然轮廓法、贝叶斯法、引导法和近似渐进法<sup>[90,95]</sup>。除此之外,模拟测试方法(simulation testing)可以用来测试目标方法的适用性,选择能够包容统计偏差和数据质量问题的方法进行评估,可以降低评估结果的不确定性,提高管理措施制定的可靠性<sup>[95]</sup>。重要的生活史参数如生长参数及自然死亡率等是数据缺乏方法应用中必不可缺的一部分,开展种群生活史和鱼类行为学研究,准确估算模型参数对解决评估结果的不确定有重要意义。资源评估模型中存在不确定性是不可避免的,能否正确处理好这些不确定性是资源评估结果好坏的关键<sup>[92]</sup>。

## 5 总结与展望

目前,世界上大多数渔业处于数据缺乏阶段,均未开展系统的资源评估研究,准确地了解渔业的资源状况对于其制定管理策略实现可持续发展十分重要,因此数据缺乏渔业的资源评估研究引起了诸多关注<sup>[2]</sup>。国内外学者已经针对数据缺乏渔业开展了许多资源评估的研究,开发了许多数据缺乏模型,可以对一些数据缺乏渔业进行资源状况和生物学参考点进行估计。但这些模型仍存在尚未解决的问题,模型的使用上具有一定的局限性。数据缺乏的情况多数出现于低价值渔业、兼捕渔业或是发展中国家的近海渔业,开展独立资源调查较少,所用数据基本上来自于商业捕捞数据,这极大影响了模型数据质量。模型输入方面,生活史信息例如自然死亡率、生长参数以及资源补充等的使用将直接影响评估的效果,错误

的参数估计将增加评估结果的不确定性<sup>[5]</sup>。

在数据缺乏但时间序列的渔获量可以重建的情况下,建议使用 SSS 模型对未评估渔业的资源状况进行估计。SSS 模型的性能取决于输入参数例如资源消耗、生产力、成熟度和生长参数的准确性。对于数据缺乏渔业,这些参数特别是资源消耗的理解不足将导致这些参数的错误输入。Meta 分析可能会为生活史参数提供初始值,但其他模型输入仍难以确定<sup>[96-97]</sup>。对于渔获量时间序列不可用或者渔获量无法持续监测和管理的渔业,使用体长结构数据可以很好地估计资源状况,特别是中等生命周期鱼类。Pons 等<sup>[68]</sup>指出与基于渔获量的模型相比,基于体长模型例如 LIME 模型可以提供相同或者较少偏差的资源状况估计。但是生产参数在基于体长的模型中比在任何基于渔获量模型中都更为重要,因此在使用前,需要对这些参数进行良好估计。

针对应采用哪种模型来评估不同渔业的开发状况提出建议是具有挑战性的,因为模型的选择取决于数据的可获得性、捕捞强度趋势以及鱼类生物学。模拟研究可根据目标鱼种和渔业动态利用操作模型来测试不同的数据缺乏方法,从而了解哪种方法最适合。同样,例如 Dowling 等<sup>[98]</sup>的决策支持工具也可以帮助人们权衡输入要求和假设,以便根据数据和生活史确定最合适的方法。Pons 等<sup>[68]</sup>研究表明,当只有渔获量数据可用时,应考虑 SSS 模型;当仅有体长数据可用时,如果补充变异性作为重要的考虑因素,则 LIME 模型的偏差会小于 LBSPR 模型和 LBB 模型,但是 LIME 模型有时会出现趋同问题,并且难以将补充量变化和捕捞死亡率变化区分开。对于长生命周期的鱼类,有必要使用更长时间序列数据得到更多结论。Pons<sup>[99]</sup>建议当寿命超过 60 龄的鱼种有较长的时间序列时,应采用 SSS 模型和 LBSPR 模型来评估捕捞强度的变化。如果渔获量和体长数据均可用,则应考虑整合了两种类型数据的模型。LIME 模型尽管只需要基于体长数据,但可以使用渔获量和资源丰度指数数据。此外,也可以考虑如 SS (stock synthesis)模型的综合评估模型<sup>[4]</sup>,因此可以将体长信息添加到 SSS 模型数据文件中,

并像传统的统计年龄结构模型一样运行。Catch-MSY 模型和 CMSY 模型虽然可以对 MSY 进行无偏差估算,但是在以上几种情况下不建议使用。在没有捕捞限额的情况下,管理渔业的措施可以基于渔获率的变化而变化<sup>[100]</sup>。

因此,针对这些问题,今后数据缺乏渔业资源评估需要从以下几个方面做出努力。(1)开展长期的科学渔业资源调查,对目标鱼种进行全面的调查,估算出更为准确的资源丰度数据,降低模型结果的偏差。数据缺乏渔业大多使用商业捕捞数据来估算资源丰度,但是外界因素对 CPUE 的影响较大,使其无法反映真实的资源量趋势,开展科学渔业资源调查可解决这一问题。此外,还可以对鱼类资源的分布、生长、繁殖、洄游以及渔场形成有全面的认识,为后续分析种群资源动态奠定基础<sup>[2]</sup>。(2)开展长时间序列、系统的生物学研究。数据缺乏方法对生活史信息输入的错误设定十分敏感,开展系统的生物学研究可以对鱼类的生活史过程深入了解,有利于在模型参数的估算中提供更加准确的信息,降低拟合的难度,提高拟合结果的准确性<sup>[101]</sup>。(3)开展渔场环境研究,掌握环境影响机制。环境因素在鱼类生活史中有着重要的影响,渔业资源量也会因环境的变化而产生剧烈的波动,同时,现有数据缺乏模型鲜有考虑环境因素对评估结果的影响。因此,在今后的数据缺乏渔业评估中,尝试将海洋环境因子加入评估模型中,开展更加符合实际渔业情况的资源评估,降低评估结果的不确定性。(4)开展管理策略评价研究。数据缺乏渔业的资源状况不确定性较大,需要进行模拟测试来评估不同管理策略的资源量变化趋势,以确定数据和模型的敏感性, MSE 也被认为是数据缺乏渔业资源评估的未来热点方向,为我国近海渔业的科学管理提供理论依据。

#### 参考文献:

- [1] Moffitt C M, Cajas-Cano L. Blue growth: The 2014 FAO state of world fisheries and aquaculture[J]. *Fisheries*, 2014, 39(11): 552-553.
- [2] Shi Y C, Chen X J. A review of stock assessment methods on small pelagic fish[J]. *Marine Fisheries*, 2019, 41(1): 118-128. [石永闯, 陈新军. 小型中上层海洋鱼类资源评估研究进展[J]. *海洋渔业*, 2019, 41(1): 118-128.]
- [3] Brehmer P, Gerlotto F, Laurent C, et al. Schooling behaviour of small pelagic fish: Phenotypic expression of independent stimuli[J]. *Marine Ecology Progress Series*, 2007, 334: 263-272.
- [4] Methot R D Jr, Wetzel C R Jr. Stock synthesis: A biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management[J]. *Fisheries Research*, 2013, 142: 86-99.
- [5] Costello C, Ovando D, Hilborn R, et al. Status and solutions for the world's unassessed fisheries[J]. *Science*, 2012, 338(6106): 517-520.
- [6] Dowling N A, Dichmont C M, Haddon M, et al. Empirical harvest strategies for data-poor fisheries: A review of the literature[J]. *Fisheries Research*, 2015, 171: 141-153.
- [7] Restrepo V R, Thompson G G, Mace P M. Technical guidance on the use of precautionary approaches to implementing National Standard 1 of the Magnuson-Stevens Fishery Conservation and Management Act[R]. NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO, 1998: 23-24.
- [8] Carruthers T R, Punt A E, Walters C J, et al. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries[J]. *Fisheries Research*, 2014, 153: 48-68.
- [9] Cadrin S X, Dickey-Collas M. Stock assessment methods for sustainable fisheries[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2015, 72(1): 1-6.
- [10] Shi D F, Zhang K, Chen Z Z. Comparison of assessment methods utilizing life-history characteristics in data-limited fisheries[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2020, 27(1): 12-24. [史登福, 张魁, 陈作志. 基于生活史特征的数据有限条件下渔业资源评估方法比较[J]. *中国水产科学*, 2020, 27(1): 12-24.]
- [11] Martell S, Froese R. A simple method for estimating MSY from catch and resilience[J]. *Fish and Fisheries*, 2013, 14(4): 504-514.
- [12] Froese R, Demirel N, Coro G, et al. Estimating fisheries reference points from catch and resilience[J]. *Fish and Fisheries*, 2017, 18(3): 506-526.
- [13] MacCall A D. Depletion-corrected average catch: A simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2009, 66(10): 2267-2271.
- [14] Dick E J, MacCall A D. Depletion-based stock reduction analysis: A catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks[J]. *Fisheries Research*, 2011, 110(2): 331-341.

- [15] Hordyk A, Ono K, Valencia S R, et al. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries[J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72(1): 217-231.
- [16] Rudd M B, Thorson J T. Accounting for variable recruitment and fishing mortality in length-based stock assessments for data-limited fisheries[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2018, 75: 1019-1035.
- [17] Froese R, Winker H, Coro G, et al. A new approach for estimating stock status from length frequency data[J]. ICES Journal of Marine Science, 2018, 75(6): 2004-2015.
- [18] Ault J S, Smith S G, Bohnsack J A, et al. Length-based risk analysis for assessing sustainability of data-limited tropical reef fisheries[J]. ICES Journal of Marine Science, 2019, 76(1): 165-180.
- [19] Shi Y C, Hua C X, Zhu Q C, et al. Applying the Catch-MSY model to the stock assessment of the northwestern Pacific saury *Cololabis saira*[J]. Journal of Oceanology and Limnology, 2020, 38(6): 1945-1955.
- [20] Pons M, Kell L, Rudd M B, et al. Performance of length-based data-limited methods in a multifleet context: Application to small tunas, mackerels, and bonitos in the Atlantic Ocean[J]. ICES Journal of Marine Science, 2019, 76(4): 960-973.
- [21] Brooks E N, Powers J E, Cortés E. Analytical reference points for age-structured models: Application to data-poor fisheries[J]. ICES Journal of Marine Science, 2010, 67(1): 165-175.
- [22] Schaefer M B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries[J]. Bulletin of Mathematical Biology, 1991, 53(1-2): 253-279.
- [23] McGarvey R, Linnane A J, Feenstra J E, et al. Integrating recapture-conditioned movement estimation into spatial stock assessment: A south Australian lobster fishery application[J]. Fisheries Research, 2010, 105(2): 80-90.
- [24] Carpi P, Santojanni A, Donato F, et al. A joint stock assessment for the anchovy stock of the northern and central Adriatic Sea: Comparison of two catch-at-age models[J]. Scientia Marina, 2015, 79(1): 57-70.
- [25] Cope J M, Punt A E. Length-based reference points for data-limited situations: Applications and restrictions[J]. Marine and Coastal Fisheries, 2009, 1(1): 169-186.
- [26] Hobday A J, Smith A D M, Stobutzki I C, et al. Ecological risk assessment for the effects of fishing[J]. Fisheries Research, 2011, 108(2-3): 372-384.
- [27] Zhang K, Zhang J, Xu Y W, et al. Application of a catch-based method for stock assessment of three important fisheries in the East China Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2018, 37(2): 102-109.
- [28] Urias R, Rivera G, Martinez F, et al. Stock assessment of jumbo squid *Dosidicus gigas* in northwest Mexico[J]. Latin American Journal of Aquatic Research, 2018, 46(2): 330-336.
- [29] Geng Z, Zhu J F, Wang Y, et al. Stock assessment for Indian Ocean blue marlin (*Makaira nigricans*) using Catch-MSY model[J]. Haiyang Xuebao, 2019, 41(8): 26-35. [耿喆, 朱江峰, 王扬, 等. 应用 Catch-MSY 模型评估印度洋蓝枪鱼资源[J]. 海洋学报, 2019, 41(8): 26-35.]
- [30] Hélias A. Data for fish stock assessment obtained from the CMSY algorithm for all global FAO datasets[J]. Data, 2019, 4(2): 78.
- [31] Winker H, Carvalho F, Sharma R, et al. Initial results for North and South Atlantic short fin mako (*Isurus Oxyrinchus*) stock assessment using the Bayesian surplus production model JABBA and the catch-resilience Method CMSY[J]. Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT, 2017, 74: 1836-1866.
- [32] Ren Q Q, Liu M. Assessing northwest Pacific fishery stocks using two new methods: The Monte Carlo Catch-MSY (CMSY) and the Bayesian Schaefer Model (BSM)[J]. Frontiers in Marine Science, 2020, 7: 430.
- [33] Ji Y P, Liu Q, Liao B C, et al. Estimating biological reference points for largehead hairtail (*Trichiurus lepturus*) fishery in the Yellow Sea and Bohai Sea[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2019, 38(10): 20-26.
- [34] Gulland J A. The fish resources of the oceans[R]. FAO Fisheries Technical Paper, 1970(97): 1-425.
- [35] Zhang K, Liao B C, Xu Y W, et al. Assessment for allowable catch of fishery resources in the South China Sea based on statistical data[J]. Haiyang Xuebao, 2017, 39(8): 25-33. [张魁, 廖宝超, 许友伟, 等. 基于渔业统计数据的南海区渔业资源可捕量评估[J]. 海洋学报, 2017, 39(8): 25-33.]
- [36] Newman D, Berkson J, Suatoni L. Current methods for setting catch limits for data-limited fish stocks in the United States[J]. Fisheries Research, 2015, 164: 86-93.
- [37] Arnold L M, Heppell S S. Testing the robustness of data-poor assessment methods to uncertainty in catch and biology: A retrospective approach[J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72(1): 243-250.
- [38] Fan Y W, Geng Z, Zhu J F, et al. Estimating blue marlin (*Makaira nigricans*) sustainable yield in the Indian Ocean using a data-poor approach[J]. Aquaculture and Fisheries,

- 2019, 4(3): 122-127.
- [39] Geng Z, Zhu J F, Xia M, et al. Estimate of sustainable yield of blue shark (*Prionace glauca*) in the Indian Ocean using data-poor approach[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2017, 24(5): 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[J]. 中国水产科学, 2017, 24(5): 1099-1106.]
- [40] Kimura D K, Balsiger J W, Ito D H. Generalized stock reduction analysis[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1984, 41(9): 1325-1333.
- [41] Pella J J, Tomlinson P K. A generalized stock production model[J]. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin, 1969, 13(3): 416-497.
- [42] Fletcher R I. On the restructuring of the Pella-Tomlinson system[J]. Fishery Bulletin, 1978, 76(3): 515-521.
- [43] Martell S J D, Pine W E, Walters C J. Parameterizing age-structured models from a fisheries management perspective[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2008, 65(8): 1586-1600.
- [44] McAllister M K, Babcock E A, Pikitch E K, et al. Application of a non-equilibrium generalized production model to South and North Atlantic swordfish: Combining Bayesian and demographic methods for parameter estimation[R]. Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT, 2000, 51: 1523-1550.
- [45] Wetzel C R, Punt A E. Model performance for the determination of appropriate harvest levels in the case of data-poor stocks[J]. Fisheries Research, 2011, 110(2): 342-355.
- [46] Wetzel C R, Punt A E. Evaluating the performance of data-moderate and catch-only assessment methods for US west Coast groundfish[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 170-187.
- [47] Sweka J A, Neuenhoff R, Withers J, et al. Application of a depletion-based stock reduction analysis (DB-SRA) to Lake Sturgeon in Lake Erie[J]. Journal of Great Lakes Research, 2018, 44(2): 311-318.
- [48] Cope J M. Simple Stock Synthesis code and examples [EB/OL]. 2019, <https://github.com/shcaba/SSS>.
- [49] Cope J M. Implementing a statistical catch-at-age model (Stock Synthesis) as a tool for deriving overfishing limits in data-limited situations[J]. Fisheries Research, 2013, 142: 3-14.
- [50] Cope J M, Thorson J T, Wetzel C R, et al. Evaluating a prior on relative stock status using simplified age-structured models[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 101-109.
- [51] Ralston S, Punt A E, Hamel O W, et al. A meta-analytic approach to quantifying scientific uncertainty in stock assessments[J]. Fishery Bulletin, 2011, 109: 217-231.
- [52] Courtney D, Cortés E, Zhang X S. Stock Synthesis (SS3) model runs conducted for north Atlantic shortfin mako shark[R]. Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT, 2017, 74: 1759-1821.
- [53] Thorson J T, Hicks A C, Methot R D. Random effect estimation of time-varying factors in Stock Synthesis[J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72(1): 178-185.
- [54] Hordyk A, Ono K, Sainsbury K, et al. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio[J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72(1): 204-216.
- [55] Beverton R J H. Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes[J]. Journal of Fish Biology, 2006, 41: 137-160.
- [56] Hordyk A R, Loneragan N R, Prince J D. An evaluation of an iterative harvest strategy for data-poor fisheries using the length-based spawning potential ratio assessment methodology[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 20-32.
- [57] Ernawati T, Budiarti T W. Life history and length base spawning potential ratio (LBSPR) of Malabar snapper *Lutjanus malabaricus* (Bloch & Schneider, 1801) in western of South Sulawesi, Indonesia[J]. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, 2019, 404: 012023.
- [58] Baibbat S A, Pons M, Chattou E M A, et al. A length based assessment for Atlantic Bonito (*Sarda sarda*) exploited in the Moroccan Atlantic Coast[J]. ICCAT, 2019, 76(7): 174-180.
- [59] Prince J, Creech S, Madduppa H, et al. Length based assessment of spawning potential ratio in data-poor fisheries for blue swimming crab (*Portunus* spp.) in Sri Lanka and Indonesia: Implications for sustainable management[J]. Regional Studies in Marine Science, 2020, 36: 101309.
- [60] Thorson J T, Cope J M. Catch curve stock-reduction analysis: An alternative solution to the catch equations[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 33-41.
- [61] Kristensen K, Nielsen A, Berg C W, et al. TMB: Automatic differentiation and laplace approximation[J]. Journal of Statistical Software, 2016, 70(5): 1-21.
- [62] Thorson J T, Kristensen K. Implementing a generic method for bias correction in statistical models using random effects, with spatial and population dynamics examples[J]. Fisheries Research, 2016, 175: 66-74.
- [63] Maunder M N, Piner K R. Dealing with data conflicts in statistical inference of population assessment models that integrate information from multiple diverse data sets[J]. Fish-

- eries Research, 2017, 192: 16-27.
- [64] Lee H H, Piner K R, Methot R D Jr, et al. Use of likelihood profiling over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: An example using blue marlin in the Pacific Ocean[J]. *Fisheries Research*, 2014, 158: 138-146.
- [65] Thorson J T, Johnson K F, Methot R D, et al. Model-based estimates of effective sample size in stock assessment models using the Dirichlet-multinomial distribution[J]. *Fisheries Research*, 2017, 192: 84-93.
- [66] Pons M, Kell L, Rudd M B, et al. Performance of length-based data-limited methods in a multifleet context: Application to small tunas, mackerels, and bonitos in the Atlantic Ocean[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2019, 76(4): 960-973.
- [67] Chong L S, Mildenerger T K, Rudd M B, et al. Performance evaluation of data-limited, length-based stock assessment methods[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2020, 77(1): 97-108.
- [68] Pons M, Cope J M, Kell L T. Comparing performance of catch-based and length-based stock assessment methods in data-limited fisheries[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2020, 77(6): 1026-1037.
- [69] Liang C, Xian W, Liu S, et al. Assessments of 14 exploited fish and invertebrate stocks in Chinese waters using the LBB method[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 314.
- [70] Wang Y B, Wang Y C, Liu S D, et al. Stock assessment using LBB method for eight fish species from the Bohai and Yellow Seas[J]. *Frontiers in Marine Science*, 2020, 7: 164.
- [71] Ault J S, Bohnsack J A, Meester G A. A retrospective (1979-1996) multispecies assessment of coral reef fish stocks in the Florida Keys[J]. *Fishery Bulletin*, 1998, 96(3): 395-414.
- [72] Quinn T J, Deriso R D. *Quantitative Fish Dynamics*[M]. New York: Oxford University Press, 1999: 53.
- [73] Gallucci V F, Saila S B, Gustafson D J, et al. *Stock Assessment: Quantitative Methods and Applications for Small-Scale Fisheries*[M]. New York: CRC Press, Lewis Publishers, 1996: 527.
- [74] Ehrhardt N M, Ault J S. Analysis of two length-based mortality models applied to bounded catch length frequencies[J]. *Transactions of the American Fisheries Society*, 1992, 121(1): 115-122.
- [75] Hordyk A R, Ono K, Prince J D, et al. A simple length-structured model based on life history ratios and incorporating size-dependent selectivity: application to spawning potential ratios for data-poor stocks[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2016, 73: 1787-1799.
- [76] Ault J S, Smith S G, Luo J G, et al. Length-based assessment of sustainability benchmarks for coral reef fishes in Puerto Rico[J]. *Environmental Conservation*, 2008, 35(3): 221-231.
- [77] Ault J S, Smith S G, Bohnsack J A, et al. Length-based risk analysis for assessing sustainability of data-limited tropical reef fisheries[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2019, 76(1): 165-180.
- [78] Punt A E, Smith D C, Smith A D M. Among-stock comparisons for improving stock assessments of data-poor stocks: The “Robin Hood” approach[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 2011, 68(5): 972-981.
- [79] Patrick W S, Spencer P, Ormseth O, et al. Use of productivity and susceptibility indices to determine stock vulnerability, with example applications to six U.S. fisheries[R]. NOAA Fisheries, NOAA Technical Memorandum NMFS-F/SPO-101, 2009.
- [80] Gislason H, Daan N, Rice J C, et al. Size, growth, temperature and the natural mortality marine fish[J]. *Fish and Fisheries*, 2010, 11(2): 149-158.
- [81] Lee H H, Maunder M N, Piner K R, et al. Estimating natural mortality within a fisheries stock assessment model: An evaluation using simulation analysis based on twelve stock assessments[J]. *Fisheries Research*, 2011, 109(1): 89-94.
- [82] Geng P, Zhang K, Xu S N, et al. Assessment of natural mortality coefficients in fish stocks: A review[J]. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2018, 25(3): 694-704. [耿平, 张魁, 徐楠楠, 等. 鱼类自然死亡系数评估研究进展[J]. *中国水产科学*, 2018, 25(3): 694-704.]
- [83] Hoenig J M. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates[J]. *Fishery Bulletin*, 1983, 81: 898-903.
- [84] Pauly D. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks[J]. *ICES Journal of Marine Science*, 1980, 39(2): 175-192.
- [85] Jensen A L. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1996, 53(4): 820-822.
- [86] Hewitt D A, Hoenig J M. Comparison of two approaches for estimating natural mortality based on longevity[J]. *Fishery Bulletin*, 2005, 103(2): 433-437.
- [87] Maunder M N, Punt A E. Standardizing catch and effort data: A review of recent approaches[J]. *Fisheries Research*, 2004, 70(2-3): 141-159.

- [88] Guan W J, Tian S Q, Wang X F, et al. A review of methods and model selection for standardizing CPUE[J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2014, 21(4): 852-862. [官文江, 田思泉, 王学昉, 等. CPUE 标准化方法与模型选择的回顾与展望[J]. 中国水产科学, 2014, 21(4): 852-862.]
- [89] Harley S J, Myers R A, Dunn A. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance?[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001, 58(9): 1760-1772.
- [90] Chen Y, Jiao Y, Chen L Q. Developing robust frequentist and Bayesian fish stock assessment methods[J]. Fish and Fisheries, 2003, 4(2): 105-120.
- [91] Guan W J, Tian S Q, Zhu J F, et al. A review of fisheries stock assessment models[J]. 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[J]. 中国水产科学, 2013, 20(5): 1112-1120.]
- [92] Then A Y, Hoenig J M, Hall N G, et al. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species[J]. ICES Journal of Marine Science, 2015, 72(1): 82-92.
- [93] Breen P A, Kim S W, Andrew N L. A length-based Bayesian stock assessment model for the New Zealand abalone *Haliotis iris*[J]. Marine and Freshwater Research, 2003, 54(5): 619-634.
- [94] Patterson K, Cook R, Darby C, et al. Estimating uncertainty in fish stock assessment and forecasting[J]. Fish and Fisheries, 2001, 2(2): 125-157.
- [95] Guan W J, Tang L, Zhu J F, et al. Application of Bayesian method to data poor stock assessment by using Indian Ocean albacore (*Thunnus alalunga*) stock assessment as an example[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2016, 35(2): 117-125.
- [96] Myers R A. Stock and recruitment: Generalizations about maximum reproductive rate, density dependence, and variability using meta-analytic approaches[J]. ICES Journal of Marine Science, 2001, 58(5): 937-951.
- [97] Thorson J T, Cope J M, Branch T A, et al. Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2012, 69(9): 1556-1568.
- [98] Dowling N A, Dichmont C M, Haddon M, et al. Empirical harvest strategies for data-poor fisheries: A review of the literature[J]. Fisheries Research, 2015, 171: 141-153.
- [99] Pons M. Stock status and management in tuna fisheries: From data-rich to data-poor[R]. University of Washington, ProQuest Dissertations Publishing, 2018: 10846859.186.
- [100] Dowling N A, Smith D C, Knuckey I, et al. Developing harvest strategies for low-value and data-poor fisheries: Case studies from three Australian fisheries[J]. Fisheries Research, 2008, 94(3): 380-390.
- [101] Jensen A L. Beverton and Holt life history invariants result from optimal trade-off of reproduction and survival[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 1996, 53(4): 820-822.

## Review on stock assessment methods applicable to data-limited fisheries

SHI Yongchuang<sup>1,2</sup>, FAN Wei<sup>1,2</sup>, ZHANG Heng<sup>1,2</sup>, ZHOU Weifeng<sup>1,2</sup>, TANG Fenghua<sup>1,2</sup>, WU Zuli<sup>1,2</sup>, CHENG Tianfei<sup>1,2</sup>, ZHAO Guoqing<sup>3</sup>, ZHANG Xiaomin<sup>4</sup>

1. Key Laboratory of East China Sea & Oceanic Fishery Resources Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture and Rural Affairs; East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China;
2. Key and Open Laboratory of Oceanic Laboratory of Remote Sensing Information Technology in Fishing Resource, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China;
3. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China;
4. Shandong Marine and Fishery Research Institute, Shandong Provincial Key Laboratory of Restoration for Marine Ecology, Yantai 264006, China

**Abstract:** Fisheries stock assessment is an important prerequisite for formulating sustainable fishery development strategies. Limited data is a common challenge to global fishery stock assessment, with traditional stock assessment methods inapplicable to the stock assessment of data-limited fisheries, because of the need for reliable biological information for accurately estimating species abundance. Owing to limited funding and large datasets required in such surveys, only 1% of fish stocks have had systematic assessments conducted. Therefore, it is difficult to assess the maximum sustainable yields (MSY) or determine allowable catches for most commercial fish species using traditional methods. The development of data-limited methodologies that can evaluate the status of fish stock, biological reference points and biomass in using a small amount of available data and biological information, has become the focus of global regional fishery management organizations and fishery resource scholars. Based on bibliometric analysis, we summarize and review the model structure, model input and output, assumptions, sources of uncertainty, and analysis methods of the following catch-based and length-based assessment models: catch-maximum sustainable yield (Catch-MSY), depletion based stock reduction analysis (DB-SRA), depletion corrected average catch (DCAC), simple stock synthesis (SSS), an extension of Catch-MSY (CMSY), length-based spawning potential ratio (LBSR), length-based integrated mixed effects (LIME), length-based Bayesian (LBB), and length-based risk analysis (LBRA). The focus and direction of future research are proposed based on this analysis. The results indicate that owing to the characteristics of data-limited fisheries, stock assessment is still in the development stage. If the catch and body length data are available, a model that integrates the two types of data, such as the LIME model and the SSS model, should be considered. It is suggested that the following work should be carried out in future research: (1) to actively carry out long-term, multi-sea, and full-coverage independent surveys to obtain representative sample data; (2) further optimize the existing data-limited methods and comprehensively consider the effect of various factors on the evaluation results; (3) complete and accurate basic biological research is conducted to obtain more accurate historical biological information, thereby reducing the uncertainty of the evaluation results; (4) carry out simulation testing research based on the catch-based model and length-based model to improve the tolerance of the model to statistical bias and data quality issues.

**Key words:** data-limited fishery; stock assessment; fishery management; resource abundance

**Corresponding author:** ZHANG Heng. E-mail: zhangzhiqian0601@163.com