

捕捞对海洋鱼类群落影响的研究进展

程家骅¹, 姜亚洲^{1,2,3}

(1. 中国水产科学研究院 东海水产研究所, 农业部海洋与河口渔业重点开放实验室, 上海 200090; 2. 中国科学院 海洋研究所, 山东 青岛 266071; 3. 中国科学院研究生院, 北京 100038)

摘要: 随着渔业资源由单鱼种管理模式向基于生态系统管理策略的转变, 捕捞因素对于鱼类群落结构的影响正逐步成为海洋生态系统的研究热点。本文主要就捕捞对鱼类群落影响的国内外研究方法进行了综述与归纳。在研究捕捞对于鱼类群落影响时, 所选用的群落研究指标应符合预期性、可测性、敏感性和排他性标准, 业已利用的研究方法大致可分为生物多样性、聚合特征指标、群落功能性指标、多元分析以及生态系统模型五大类。各研究方法单独使用均无法全面反映群落的结构变化, 在实际研究过程中建议同时使用多种研究方法来进行鱼类群落结构的变化分析, 以期全面掌握捕捞活动作用下的鱼类群落结构的实际变动状况, 更好地为渔业资源的科学管理提供理论支撑。[中国水产科学, 2008, 15(2): 359-366]

关键词: 群落参数指标; 生物多样性; 功能群; 优势度曲线; 长度谱; 多元分析; 生态学模型

中图分类号: S931

文献标识码: A

文章编号: 1005-8737-(2008)02-0359-08

随着人类对海洋生态系统影响的不断增强, 特别是过度捕捞问题愈发严重, 海洋渔业资源严重衰退, 主要鱼种的渔获率不断降低, 个体平均体长日趋变小, 性成熟提早已成为世界海洋渔业面临的严峻问题^[1], 渔业资源的科学评估和管理工作的亟待解决与提高。随着基于生态系统管理策略的提出, 传统的针对单种群的渔业资源研究已不能满足渔业资源管理要求, 群落水平上的研究理应得到重视^[2]。合理的生物群落结构和正常的群落功能发挥是生物种群得以生存和发展的基础, 因此对于渔业资源的科学评估和管理而言, 群落水平上的研究意义重大, 一方面为研究群落结构与功能间关系提供了一种新的视角; 另一方面, 通过了解捕捞等干扰因素对于群落结构的影响, 从而认清群落的稳定性是否遭到破坏, 以便为以后的管理和修复工作提供理论依据^[3]。

在诸如过度捕捞、污染、水体富营养化等引起鱼类群落结构变化的人为干扰因素中, 过度捕捞的影响最大^[4], 同时它也是最便于通过科学管理加以纠正的因素, 因此探讨捕捞影响下的鱼类群落结构变化状况, 可为渔业资源的科学管理、海洋生态系统健康的维护提供理论依据。为此本文以捕捞因素对于

鱼类群落结构的影响为中心, 就目前所采用的捕捞对鱼类群落结构影响的研究方法及其存在的不足加以综合评述, 以期对以后的研究工作有所启示。

1 研究指标的选择标准

研究捕捞因素对鱼类群落结构影响, 首要的一环是选择合适的反映群落结构变化的研究方法。在实际研究中, 通常选择某些群落参数指标来反映群落结构变化。群落参数指标可对群落结构进行量化显示, 通过对它的监测可以获得群落结构状况的相关信息。目前在研究捕捞对鱼类群落的影响时, 通常所选择的群落参数指标应符合4条标准: 1) 可解释性和预期性; 2) 可测性; 3) 敏感性; 4) 排他性^[5-6]。

1.1 可解释性和预期性

首先群落参数指标的变化, 应该能用捕捞因素加以合理解释; 其次在已知捕捞因素存在的条件下, 能够预知群落参数指标的变化趋势。

1.2 可测性

所谓可测性是指度量指标可从常规调查数据中获取。群落结构的变化, 可通过群落参数指标值的变化得到反映。

收稿日期: 2007-11-02; 修订日期: 2007-11-28.

基金项目: 农业部专项 - 东海区渔业资源动态监测 (2006-2007).

作者简介: 程家骅 (1965-), 男, 研究员, 从事渔业资源评估与管理研究. E-mail: ziyuan@sh163.net

1.3 敏感性

敏感性包括两个方面的含义:一方面对于群落结构变化幅度响应的敏感性,即所用指标要能尽可能显示出群落结构细微的变化;另一方面是响应时间上的敏感性,要尽可能减少参数指标对于群落结构变化响应的时滞,使群落参数指标能及时地反映群落结构的变化。

1.4 排他性

引起群落结构变化的因素很多(诸如过度捕捞、气温变化、环境污染等),在研究捕捞因素的影响时,所选择的群落参数指标,应仅对捕捞因素敏感,而对于其他因素的响应幅度愈低愈好。

2 主要研究方法

2.1 生物多样性指标

2.1.1 物种多样性 物种多样性指数(Species diversity index)是度量生物多样性高低及空间分布特征的数值指标,它包括物种丰富度和均匀度两个生态学参数,被广泛应用于群落结构变化以及水生生态系统环境质量评价等研究中^[7-8]。虽然目前生态学家对于物种多样性与群落功能及稳定性方面关系的问题仍存在争议,但是有一点已经达成共识,即海洋生态系统中物种多样性不能大量丧失。利用生物多样性指数研究鱼类群落结构的目的,就是为检验在强大的外界干扰下,群落的多样性是否大量丧失,以便对群落状况有科学的认识。

经典理论认为,鱼类群落在受到外界因素的严重干扰之前,会保持一种平衡状态,此时的鱼类群落会表现出一种内禀的物种多样性,当群落受到严重的人为干扰(例如过度捕捞)时,这种内禀的物种多样性将会丧失^[6]。Worm等^[9]总结了长期的全球渔业调查资料得出,过度捕捞会导致海洋生态系统的多样性丧失,而海洋生物多样性的丧失将导致海洋提供有机质的能力下降,水质的自净能力降低,受到破坏的海洋生态系统的自我恢复能力也将大打折扣。

但利用多样性指数评估捕捞因素对于群落结构的影响也存在一些不足:一方面在于捕捞因素对生物多样性的影响方式存在争议,Jennings等^[10]以及Gislason等^[11]认为,过度捕捞会降低群落的生物多样性,而Rice等^[6]认为捕捞将会提高物种间的均匀性,从而提高群落的生物多样性;另一方面在于群落中物种多样性的变化是多方面因素综

合作用的结果,很难将捕捞因素的影响进行单独量化分析。

2.1.2 功能群多样性 利用物种多样性指数进行群落结构变化研究存在一些固有的不足,它们无法将自身的变化与群落功能以及稳定性方面的变化相联系。引入功能群及其多样性的概念可以很好地解决这一问题。

功能群(Functional group)是指在系统中起着相似生态作用、并占据相近或相似生态位的若干物种集合体。将生物群落中的物种分成不同的功能群,可使复杂的生物群落简化,有利于研究群落的结构和功能。功能群的划分通常是依据物种的摄食习性,把食性相近的物种进行汇总,以显示它们在生态系统物质循环和能量流动中所起到的不同作用,此外根据研究目的的不同,也可以加入其他的区分特征,诸如成体的活动能力等^[12]。

功能群多样性(Functional diversity)是反映群落中功能群数目和群间均匀性的指标,由于功能群是生态作用相近或相似的物种集合,它的多样性同时也反映了群落功能的多样性^[13]。从维持生态系统稳定性的角度来看,功能群多样性的研究比单纯物种多样性的研究显得更为直观、更有意义。因为功能群内部的各种物种对生物群落具有相似的作用,它们之间的相互取代对生物群落过程具有较小的影响,而如果功能群整体发生了变化甚至消失,将会对整个生态系统产生巨大影响。Bellwood等^[14]认为,超出物种的界限对群落中的功能群进行研究,更有利于理解群落结构变化与功能变化间的关系。Fiorenza等^[15]发现过度的商业捕捞会使鱼类群落功能群多样性降低,生态系统的冗余性减小,甚至使某种功能群全部消失,进而对生态系统的稳定性造成巨大影响。因此把鱼类群落按照功能群进行划分,研究其多样性在捕捞干扰下的变化趋势,将会对鱼类群落状况更加客观的认识。

2.2 聚合特征指标

2.2.1 优势度曲线 优势度曲线(k -dominance curves)是降序排列的前 k 个物种的相对累积多度(个体数量或生物量百分比)关于相应 k 值的对数图形。该曲线也可以用于多样性排序,通常曲率较低的曲线对应的群落多样性较高。该方法已逐步应用于鱼类群落结构变化的研究中。一般情况下,在捕捞干扰下,大个体生物群体大量损失,小个体生物群体得以发展,群落的优势种组成随之发生变

化。这种变化将使数量优势度曲线移向左上方,生物量优势度曲线将移向右下方^[16]。但是对于这种响应方式目前存在诸多争议,有研究认为优势度曲线的变化方向主要取决于干扰起始时群落的物种组成和渔业捕捞对象的不同。以不同捕捞对象为例,如若捕捞对象是以小型鱼类为主,优势度曲线的变化方向将相反^[5]。

2.2.2 ABC 曲线 经典的选择进化理论认为,群落没有外界干扰的“稳定”状态下,种间竞争将导致群落以 *k*-选择种类为主进行建构,它们的特点是个体较大,生长速度慢、繁殖能力弱;随着外界干扰因素的介入,*k*-选择种类由于自身特点限制,无法适应外界环境变化,将会逐步被个体较小、生长速度快、繁殖能力强的 *r*-选择种类所代替^[17]。Warwick^[18]根据此理论提出了ABC曲线法(Abundance biomass comparison method)。ABC曲线由生物量优势度和数量优势度两条曲线构成,它们的相对位置可以表示群落受到的干扰程度,对未受干扰的(稳定的)群落,生物量优势度曲线在数量优势度曲线之上;在中等干扰(或不稳定)的状态,两条曲线将相交;如果数量优势度曲线在生物量曲线之上,则表明群落处在严重干扰(不稳定)的状态,此时种类以 *r*-选择种类为主^[18-19]。目前ABC曲线指标被广泛应用于鱼类群落的研究。Blanchard等^[20]结合其他群落参数指标进行研究,发现ABC曲线对于干扰因素的响应与其他指标一致,达到了预期的效果,进一步验证了ABC曲线法的可行性。但是利用ABC曲线也存在一些不足,它只能表明群落受到高、中、低度三种程度的干扰,评价结果往往比较的粗略^[21]。

2.2.3 长度谱 长度谱(Size spectra)是表示生物量或数量与个体大小关系的曲线,通常以体长组为横坐标,以对数转换后的各体长组的生物量或数量为纵坐标。海洋生物的许多生理指标和食物颗粒的大小都与自身个体大小有关,大小相似的生物在生态系统能量流动中有着相似的功能,因此生物长度谱能够在一定程度上反映生物群落的能量结构组成^[22]。长度谱有斜率和截距2个参数指标,曲线的斜率代表生态系统的营养循环效率,曲线越陡,效率越低;截距反映生产力水平的高低,截距越大,生产力水平越高^[23]。在海洋生态系统中,由于捕捞等人因素,往往鱼类群落中大个体的“损失”速率明显高于小个体生物,同时由于被捕食压力的

释放,小个体生物进一步增加,势必造成群落结构发生很大变化,长度谱也会发生相应变化。Graham等^[24]发现随着捕捞强度的增大,鱼类群落的长度谱曲线将变陡,截距变大;Blanchard等^[25]利用长度谱的斜率作为研究参数,对气候变化和过度捕捞造成的鱼类群落结构变化进行双因子分析,得出过度捕捞是造成凯尔特海域鱼类群落结构变化的主要影响因素。

优势度曲线、长度谱和ABC曲线目前被广泛地运用于鱼类群落结构变化研究中,原因在于它们能将自身的变化和捕捞活动相联系,而且这种联系很容易理解,例如捕捞活动具有个体选择性,大个体生物的捕捞死亡率明显高于小个体生物,同时大个体的减少使小个体的被捕食压力得以释放,小个体生物会进一步增多,这些变化将使上述三种指标都将发生相应的变化。但在最近的研究发现,这类指标也存在一些不足,外界环境和幼鱼补充量的变化也可影响群落中生物个体大小组成^[26-27],使这类指标发生与对捕捞影响相同的响应方式。以幼鱼补充量为例,目前由于严重的生态退化,许多海域建立了修复保护区,禁止捕捞,在此过程中大量鱼种得以生息繁殖,大量的当年幼鱼补充进原有群体中,群落中生物体的平均体长减小,从而进一步导致这类指标发生相应变化,而这种变化则与捕捞因素无关。

2.3 群落功能性指标

这里所讲的群落功能性指标是指群落所能提供的总生物量、能量在不同营养级间的传递效率、以及所能提供的高营养级经济鱼种的能力。

2.3.1 总生物量 群落中的总生物量(Total biomass)是研究群落功能变化的最简单、最直接的一个指标。群落的结构变化必然会引起总生物量和总个体数量的变化,很多研究认为过度捕捞势必降低群落现存生物的总生物量,但是由于群落中物种间的关系相当复杂,对于总生物量变化的方向性存在许多争议。Holmgren^[28]认为,捕捞作为一种干扰因素,将降低物种之间的竞争,而竞争是维持群落总生物量保持稳定的重要因素,因此过度捕捞会使鱼类群落的总生物量在时间轴上发生很大波动,难以保持稳定。但是对于这种波动的评估需要长时间的数据积累,且很难对波动进行清晰的定义^[29]。因此总生物量不是一个理想的评估捕捞对鱼类群落影响的指标。

2.3.2 营养级组成和生态效率 高营养级生物占

总生物个体的比例也被应用于群落结构变化研究中。Myers 等^[30]发现在捕捞压力下,掠食性鱼类大量减少(所占比例平均在 15 年内减少到原初状态的 90%),甚至很多种类面临着全球性的灭绝。因此捕捞将减少高营养级鱼类的数量(如掠食性鱼类),这将大大降低高营养级生物占总生物个体的比例。与此类似,为研究捕捞作用的影响,还可以以捕捞对象鱼种和非捕捞对象鱼种的比例作为度量指标,捕捞的作用将会使该指标值降低^[5]。

平均营养级和生态效率是研究生物群落结构变化的重要指标。Pauly 等^[31]根据 FAO 的资料得出长期的捕捞使渔获物组成发生巨大变化,高营养级的长生命周期的掠食性鱼类逐步被营养级低的短生命周期的无脊椎动物和植食性鱼类所代替,海洋食物链大大缩短,平均营养级和生态效率相应降低。目前国外对于营养级研究主要以下述两种方法为主:一是胃含物分析,这种方法最为常见,但是通常海洋生物摄食对象的变异程度较大,要获得准确信息需要大量的样品数据,操作较为困难^[32-33];二是利用稳定性同位素进行研究,同一海区生物体所含 $\delta^{15}\text{N}$ 与 $\delta^{13}\text{N}$ 值越大,生物所处的营养级别越高。Jennings 等^[34]利用稳定性同位素对北海底栖群落进行研究,发现在 1982~2000 年间,该群落的平均营养水平有逐步降低的趋势^[34]。

2.4 多元统计分析

利用以上生物多样性和群落功能性参数指标研究群落结构变化,往往无法反映群落中具体物种的变化状况,当群落的某一物种被与其生态作用相似的物种所代替时,这种群落结构的变化往往不能在诸如生物多样性等指标上得以反映,为此国内外科学家现在主要是借助于多元分析的方法来解决此类问题^[35]。多元分析(Multivariate analyses)即多变量分析,是一套能对多元(多种)丰度/生物量数据矩阵做出图形表达和统计检验的技术方法,已被广泛应用于群落研究。通常情况下调查到的群落结构数据由一套物种的丰度或生物量读数构成,物种 $\times$ 样品矩阵往往十分庞大,使得群落结构的格局不能一目了然。群落数据多元统计分析的目的就是通过用图形来表达样品间生物关系,减少这些矩阵的复杂性,然后通过统计检验来确认群落结构的时空变化,并将这种群落结构变化与变化的环境联系起来,进而得到它们之间的相互关系^[36]。目前用于鱼类群落结构变化研究的多元分析过程主要有以下几种。

(1) 主分量分析(Principal component analysis)

主分量分析的功能是把多维空间中的点向低维空间作有效投影以使点的排列产生最小可能的畸变,得到较少的主要分量,并尽可能多地反映原来变量的信息,从中找出生物群落变化的主要支配因素。其研究的是群落中物种间的变化关系。利用主成分分析的前提条件是所调查群落的大多数生物要在绝大多数样方都存在,也就是说群落数据矩阵中要尽量少地出现零值^[6]。

(2) 非度量多维标度(Non-metric multi-dimensional scaling) 非度量多维标度就是在一个低维标序空间中建立一个样品的“地图”或构型图,使样品间欧氏距离的等级顺序与其相似性或非相似性的等级顺序保持一致,比较准确地反映复杂的生物群落样品之间的关系。非度量多维标度与等级聚类结合使用可以有效地揭示群落变化的连续梯度。由于非度量多维标度没有对样品丰度分布的限制,因此被广泛应用于鱼类群落的排序^[37]。

(3) 相似性分析检验(Analysis of similarity)

非度量多维标度和主分量分析均是排序方法,能用图形的方式对不同地点或时段的群落结构加以区分,却无法对它们的差异性进行显著性检验。相似性分析检验提供了一种群落结构差异的统计学检验方法。首先需要计算原始矩阵不同地点或时段间群落的相似矩阵(通常使用 Bray-Curtis 相似性系数),在此过程中为降低优势物种对于结果的影响,通常对原始矩阵进行转换(如平方根、对数转换等);最后利用所得的相似矩阵进行群落结构差异的显著性检验。此外为检验造成群落间差异的物种,可以利用相似性百分比分析(Similarity percentages, SIMPER)加以判别。以上分析和结果检验可利用多元统计软件 PRIMER 进行。

多元统计分析在应用于鱼类群落结构变化研究时优缺点并存,优点是对于群落结构变化的反应比较敏感。缺点是无法解决以下两个问题:一是群落变化的方向性(群落的稳定性是否遭到了破坏以及群落是否向着顶级群落的方向变化);二是对造成群落结构变化的原因无法进行准确解释^[38]。

2.5 生态系统模型

为了对群落变化有一个更为整体的认识,借助于生态系统模型对群落结构的变化进行研究已成为当今海洋群落生态学的发展趋势。生态系统模型通常根据群落中物种的摄食关系,将群落生物结合成

有机整体,模型中每种生物的变化都会产生连锁反应,从而引起整个模型的变化。但是建立模型所需的生物间的捕食—被捕食关系往往由于实际资料的缺乏而要进行一定的假设,评价模型优劣的关键在于这种假设和实际情况的相符程度^[6]。目前被广泛应用的生态系统模型有物质平衡模型(Mass-balance model)和食物网模型(Food web model)两种。

Ecopath with Ecosim 软件就是基于物质平衡模型开发的渔业评估分析软件,它既可以对目前生态系统的状况做出静态的评价;又可以对渔业活动对海洋生态系统的影响进行动态的模拟,如渔业对于不同物种生产力、生态效率等的影响等。但该软件的应用也存在一些不足之处,首先对于物质平衡模型的合理性仍存诸多争议;其次运行所必需的基础数据(包含各物种间准确的并能保持稳定的食物比例关系)的获取比较困难^[5]。

食物网结构模型是与物质平衡模型比较相似的生态系统模型。对于该模型的研究主要是通过食物网中各“节点”生物状况的研究来确定食物网的稳定性和对外界干扰的耐受性^[39]。Frank 等^[40]发现,在食物网较为简单的西北大西洋海域,由于大量捕捞顶级捕食者鳕鱼,使群落结构巨变,食物网结构被重建。然而利用此模型对鱼类群落结构进行研究也有很大的限制,一方面海洋生态系统中生物间的食物关系相当复杂,目前还没有一种食物网模型能完全准确地反映出海洋生物间捕食与被捕食关系^[41];另一方面主要的“节点”生物在其整个生活史中在食物网中所起的作用是有变化的,很难对它做出统一处理^[42]。

3 小结与展望

随着人为因素对于海洋生态系统影响的不断加剧,鱼类群落的结构发生变化将不可避免^[10,31]。对于过度的商业捕捞而言,对鱼类群落结构产生影响的最起初原因在于鱼类群落中不同大小个体生物的捕捞死亡率不同,通常情况下,个体较大的经济鱼种所受到的影响明显高于个体小的非经济鱼种。这种影响通过生态学过程(诸如种间竞争、上行/下行控制效应)进一步“放大”,最终使鱼类群落结构发生变化^[5,43]。综上所述,经典理论认为在过度捕捞的干扰下,鱼类群落的参数指标将会发生以下变化:(1)群落中大型鱼类比例下降,平均个体质量降低;(2)物种的丰富度减小,物种多样性降

低;(3)群落中物种的平均营养级减少,生态效率降低;(4)群落的功能多样性降低,群落的稳定性和抗干扰的能力下降。但在实际研究中有许多结果与上述变化趋势不相符合。这一方面说明这些理论方法仍需要进一步验证^[43];另一方面这些不同的响应方式可能是由于群落受到干扰前的本底状况以及干扰程度不同所致,即不同的群落结构对于捕捞等干扰因素的响应不同,不同的干扰程度对于群落的影响也会有很大区别^[5]。因此在实际研究中,要结合具体实际情况加以综合考虑。

研究捕捞对鱼类群落的影响,是为保护海洋生态系统、实现渔业的可持续发展服务的。在了解群落变化状况的同时,必须掌握干扰发生前群落结构的本底状况,以便为制定生态系统的健康标准和修复工作提供依据。从科学的角度讲,健康的生态系统是指不受或很少受到人为干扰的生态系统,它的存在状况需要长久维持^[43]。但是由于缺乏对于过去相关内容的系统调查研究,本底资料相对缺乏,很难据此制定生态系统的健康标准。因此必须通过深入的研究,认清怎样的群落物种组成才能正常实现生态系统功能,维持生态系统的健康,以便为科学的生态系统管理和修复提供理论依据。

在渔业资源由单鱼种管理向实现基于生态系统管理策略转变的今天,群落水平层面的鱼类群落研究是重要环节,是科学地进行渔业资源管理的基础。但由于种种条件限制,目前国内这方面的研究相对较少^[44-50],对于捕捞等因素对鱼类群落乃至生态系统的影响认识不足,今后中国在此方面仍需进行大量的工作。鉴于中国海域为多鱼种复合型渔场、鱼类资源为多种渔业所利用的特点,建议中国海域的渔业生物群落结构研究应综合考虑群落研究的各类方法和指标的适应性,并从以下两个方面深入展开。一方面中国大规模商业捕捞的历史较短,20世纪50~60年代海洋鱼类群落所受影响程度较低,基本处于原始的“健康”状态,可以此作为健康群落的参考标准,对比鱼类群落现状,综合利用各种群落参数指标,确定鱼类群落的受损程度。但在资料的选用上有一点值得关注,由于经过几十年的发展,渔具等捕捞方式发生了很大的变化,故在进行分析研究时,所选用指标最好由物种间的相对丰度获得(不同捕捞方式调查获得的渔获物绝对丰度差异较大,相对丰度差异较小),以便进行年际间的对比。另一方面,近年来中国各海

区底拖网定点调查资料逐年积累,为研究捕捞因素对鱼类群落结构的影响提供了又一契机,可以研究在强大的人为干扰因素下,群落的各参数指标在时间序列上是否有稳定的变化趋势,并确定这些变化趋势与捕捞因素的相互关系,以便确定降低捕捞强度的具体措施^[51]。

总之,由于文中介绍的各种群落研究指标或方法都是优缺点并存,每种指标或方法单独使用时都无法反映群落结构变化的全部内容,因此建议在实际工作中应注重同时使用多种指标对群落结构进行描述,同时结合多元统计方法对群落结构的差异性进行显著性检验,以全面反映群落结构的变化状况。

参考文献:

- [1] Pitcher T J. Ecosystem goals can reinvigorate fisheries management, help dispute resolution and encourage public support [J]. *Fish Fish*, 2000, 1: 99-103.
- [2] Hall S J. The effects of fishing on marine ecosystems and communities [C]//*Fish Biology and Aquatic Resources Series*. Oxford: Blackwell Science, 1999: 296.
- [3] Greenstreet S P R, Stephen J H. Fishing and the ground-fish assemblage structure in the north-western North Sea: an analysis of long-term and spatial trends[J]. *J Anim Ecol*, 1996, 65: 577-598.
- [4] Jackson J B C, Kirby M X, Berger W H, et al. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems[J]. *Science*, 2001, 293: 629-638.
- [5] Rochet M J, Trenkel V M. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals[J]. *Can J Fish Aquat Sci*, 2003, 60: 86-99.
- [6] Rice J C. Evaluating fishery impacts using metrics of community structure[J]. *ICES J Mar Sci*, 2000, 57: 682-688.
- [7] 尚占环, 姚爱兴, 郭旭生. 国内外生物多样性测度方法的评价与综述 [J]. *宁夏农学院学报*, 2002, 23 (3): 68-73.
- [8] Gessner M O, Inchausti P, Persson L. Biodiversity effects on ecosystem functioning: insights from aquatic systems[J]. *Oikos*, 2004, 104: 419-422.
- [9] Worm B, Barbier E B, Beaumont N, et al. Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services[J]. *Science*, 2006, 314 (3): 787-790.
- [10] Jennings S, Kaiser M J. The effects of fishing on marine ecosystems[J]. *Adv Mar Biol*, 1998, 34: 201-351.
- [11] Gislason H, Rice J. Modelling the response of size and diversity spectra of fish assemblages to changes in exploitation[J]. *ICES J Mar Sci*, 1998, 55: 362-370.
- [12] Micheli F, Benjamin S H. Low functional redundancy in coastal marine assemblages[J]. *Ecol Lett*, 2005, 8: 391-40.
- [13] Naeem S. Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments[J]. *Ecology*, 2002, 83: 2 925-2 935.
- [14] Bellwood D R, Hoey A, Choat J H. Limited functional redundancy in high diversity systems: resilience and ecosystem function on coral reefs [J]. *Ecol Lett*, 2003, 6: 281-285.
- [15] Bellwood D R, Hughes T P, Folke C, et al. Confronting the coral reef crisis [J]. *Nature*, 2004, 429: 827-833.
- [16] Warwick R M, Clarke K R. A comparison of some methods for analysing changes in benthic community structure[J]. *J Mar Biol Assoc UK*, 1991, 71: 225-244.
- [17] Jennings S, Reynolds J D, Mills S C. Life history correlates of responses to fisheries exploitation[J]. *Proc R Soc Lond B Biol Sci*, 1998, 265: 1-7.
- [18] Warwick R M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities[J]. *Mar Biol*, 1986, 92: 557-562.
- [19] Clarke K R, Warwick R M. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation [M]. Plymouth, UK: Plymouth Marine Laboratory, 1994.
- [20] Blanchard F, LeLoc'h F, Hily C, et al. Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France[J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 2004, 280: 249-260.
- [21] Warwick R W, Clarke K R. Comparing the severity of disturbance: a meta-analysis of marine macrobenthic community data [J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1993, 92: 221-231.
- [22] Marquet P A, Quifiones R A, Abades S. Review scaling and power-law in ecological systems[J]. *J Exp Biol*, 2005, 208: 1 749-1 769.
- [23] Macpherson E, Gordoa A. Biomass spectra in benthic fish assemblages in the Benguela system[J]. *Mar Ecol Prog Ser*, 1996, 138: 27-32.
- [24] Graham N A J, Pauly D, Jennings S, et al. Size-spectra as indicators of the effects of fishing on coral reef fish assemblages[J]. *Coral Reefs*, 2005, 24: 118-124.
- [25] Blanchard J L, Dulvy N K, Jennings S, et al. Do climate

- and fishing influence size-based indicators of Celtic Sea fish community structure? [J]. ICES J Mar Sci, 2005, 62: 405–411.
- [26] Ottersen G, Loeng H. Covariability in early growth and year-class strength of Barents Sea cod, haddock, and herring: the environmental link [J]. ICES J Mar Sci, 2000, 57: 339–348.
- [27] Lekve K, Ottersen G, Stenseth N C, et al. Length dynamics in juvenile coastal Skagerrak cod: effects of biotic and abiotic factors [J]. Ecology, 2002, 86: 1 676–1 688.
- [28] Holmgren K. Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities [J]. J Fish Biol, 1999, 55: 535–552.
- [29] Pimm S L, Hyman J B. Ecological stability in the context of multi-species fisheries [J]. Can J Fish Aquat Sci, 1987, 44: 84–94.
- [30] Myers R A, Worm B. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities [J]. Nature, 2003, 423 (15): 280–283.
- [31] Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, et al. Fishing Down Marine Food Webs [J]. Science, 1998, 279 (6): 860–863.
- [32] Bowman R E. Effect of regurgitation on stomach content data of marine fisheries [J]. Environ Biol Fish, 1986, 16: 171–181.
- [33] Pinnegar J K, Jennings S, O' Brien C M, et al. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution [J]. J Appl Ecol, 2002, 39: 377–390.
- [34] Jennings S, Greenstreet S P R, Hill L, et al. Long-term trends in the trophic structure of the North Sea fish community: evidence from stable isotope analysis, size-spectra and community metrics [J]. Mar Biol, 2002, 141: 1 085–1 097.
- [35] Heatwole H, Levins R. Trophic structure stability and faunal change during recolonization [J]. Ecology, 1972, 53: 531–534.
- [36] 周红, 张志南. 大型多元统计软件 PRIMER 的方法原理及其在底栖群落生态学中的应用 [J]. 青岛海洋大学学报, 2003, 33(1): 58–64.
- [37] Clarke K R, Ainsworth M A. A method of linking multivariate community structure to environmental variables [J]. Mar Ecol Prog Ser, 1993, 92: 205–219.
- [38] Yemane D, Field J G, Leslie R W. Exploring the effects of fishing on fish assemblages using Abundance Biomass Comparison (ABC) curves [J]. ICES J Mar Sci, 2005, 62: 374–379.
- [39] Rozenzweig M L. Species diversity in time and space [M]. Cambridge (UK): Cambridge University Press, 1995.
- [40] Frank K T, Petrie B, Choi J S, et al. Trophic cascades in a formerly cod-Dominated ecosystem [J]. Science, 2005, 308(10): 1 621–1 623.
- [41] 孙儒泳. 普通生态学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1993: 196–211.
- [42] Polis G A, Strong D R. Food web complexity and community dynamics [J]. Nature, 1996, 147: 813–846.
- [43] Greenstreet S P R, Rogers S I. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management [J]. ICES J Mar Sci, 2006, 63: 573–593.
- [44] 金显仕. 渤海主要渔业生物资源变动的研究 [J]. 中国水产科学, 2001, 7(4): 22–26.
- [45] 程济生, 俞连福. 黄、东海冬季底层鱼类群落结构及多样性变化 [J]. 水产学报, 2004, 28(1): 29–34.
- [46] 徐宾铎, 金显仕, 梁振林. 秋季黄海底层鱼类群落结构的变化 [J]. 中国水产科学, 2003, 10(2): 148–154.
- [47] 程家骅, 丁峰元, 李圣法, 等. 夏季东海北部近海鱼类群落结构变化 [J]. 自然资源学报, 2006, 21(5): 775–781.
- [48] Jin X, Tang Q. Changes in fish species diversity and dominant species composition in the Yellow Sea [J]. Fish Res, 1996, 26: 337–352.
- [49] Jin X. Long-term changes in fish community structure in the Bohai Sea, China [J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2004, 59: 163–171.
- [50] Xu B, Jing X. Variations in fish community structure during winter in the southern Yellow Sea over the period 1985–2002 [J]. Fish Res, 2005, 71: 79–91.
- [51] Rochet M J, Trenkel V M. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community [J]. Can J Fish Aquat Sci, 2003, 60: 67–85.

Methods for evaluating fishing effects on fish community

CHENG Jia-hua¹, JIANG Ya-zhou^{1,2,3}

(1. Key and Open Laboratory of Marine and Estuary Fisheries, Ministry of Agriculture of China, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fisheries Sciences, Shanghai 200090, China; 2. Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China; 3. Graduate University of China Academy of Sciences, Beijing 100038, China)

Abstract: Fishery science and management are progressively switching their attention from single species to ecosystems, and increasing the need for measuring fishing impact on fish community. In the paper, the methods for evaluating the fishing effects on fish are reviewed. Previous studies showed that community description parameters might be used as indicators of fishing impact evaluation. The indicators used should have the characters of anticipatability, measurability, sensitivity and exclusiveness. Ecologists have developed five main classes of community research methods for such tasks which are diversity, aggregate indicator, indicators based on communities' function groups, multivariate analysis and metrics derived from ecosystem models. Each class is explained briefly. Most of these methods are sensitive to specific aspects of structural change in a community and each of them has particular advantages and disadvantages. A single metric is not adequate to describe all community properties that may be interested in, so it's better to use a suite of community metrics to explore a comprehensive view of community structural changes. [Journal of Fishery Sciences of China, 2008, 15 (2): 359-366]

Key words: community metrics; biological diversity; functional groups; k -dominance curves; size spectra; multivariate analyses; ecological model

• 书讯 •

《鱼类精子和胚胎冷冻保存的理论与技术》一书出版

由黄海水产研究所陈松林研究员主著的《鱼类精子和胚胎冷冻保存的理论与技术》一书 2007 年 6 月由中国农业出版社出版。本书是我国水产动物种质低温保存领域的第一部专著, 全面系统地介绍了鱼类低温生物学理论、鱼类精子和胚胎生理特性、冷冻保存原理和技术方法以及鱼类冷冻精子库建立、维持和应用等技术内容, 特别是详细介绍了我国 20 多种重要养殖鱼类精子冷冻保存的具体方法。该书的特点是既有理论上的阐述, 又有具体的技术方法, 其学术性强、实用性强、可操作性也强, 既适合从事水产低温生物学和冷冻保存研究和教学、水产种植资源保存、遗传育种和水产养殖的科技人员阅读, 又适合鱼类养殖场技术人员和工人阅读。参考这本专著, 就可以进行鱼类精子冷冻保存的研究和应用。该书共 67 万字, 精装, 配有彩图, 定价为 86 元。

联系地址: 山东省青岛市南京路 106 号, 中国水产科学研究院黄海水产研究所, 邮编: 266071

联系人: 田永胜博士, 陈松林研究员

联系电话: 0532-85844606

传真: 0532-85811514

E-mail: tianys@ysfri.ac.cn, chensl@ysfri.ac.cn