

东海、黄海秋季渔业生物群落结构及其 平均营养级变化特征初步分析

刘 勇*, 程家骅

(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)

摘要: 为了探讨东海、黄海渔业生物群落结构长期、连续的变化特征,采取聚类和平均营养级的分析方法研究了连续 14 年的底拖网秋季调查数据,对该海域主要渔业生物结构的变化阶段和规律进行了归纳与分析,将主要的渔业生物进行了类群划分,并分析了渔业生物群落平均营养级与资源密度之间的关系。结果表明,研究时间范围内渔业生物群落结构的发展分为 3 个阶段:水母暴发前期(1999—2003 年),水母暴发期(2004—2007 年)和水母暴发后期(2008—2012 年)。暴发前期,资源量波峰与波谷变化周期为 2 年,后期则变为 1 年。水母暴发后,经过 5 年的剧烈波动发展,群落结构变化恢复到接近暴发前状态的趋势。此外,研究的主要渔业生物品种可以划分为暴发(沙海蜃)、优势(带鱼和小黄鱼)、异常(竹筴鱼)、常见(刺鲳、银鲳和黄鲫)、水母伴随(白色霞水母和海月水母)和偶见(日本鲭、龙头鱼等)6 个物种类群。另据物种资源量在水母暴发前后的发生水平,偶见类群中的物种又可分为前期高后期低(龙头鱼、多棘腔吻鳕等)、前期低后期高(蓝点马鲛、大管鞭虾等)和没有变化(日本鲭)3 个小类群,这些小类群中的物种具备了作为生态系统健康状态指示种的特征。最后,14 年的渔业生物群落平均营养级与总资源密度对数呈极显著负相关($P < 0.001$),具体关系式为 $TL = -0.8965 \cdot \ln(CPUE) + 14.1421$ (TL 为平均营养级, $CPUE$ 为单位捕捞努力量渔获量),此结果显示在营养级降低的同时会伴随整体资源量的增加,反之亦然。

关键词: 底拖网; 渔业生物群落结构; 平均营养级; 东海北部; 黄海南部

中图分类号: S 931.1

文献标志码: A

渔业生物群落结构特征是渔业资源生态学的一个重要研究内容,国内各海域和内陆水域均已有较多相关报道^[1-9]。该类研究一般选取某年度调查数据,就群落组成结构、相关指数等进行分析^[1-2],或者包括与历史情况的对比或年内季节间的比较^[3-9]。群落结构可直观地反映当前海域资源组成现状,多样性指数可反映资源结构的稳定性与合理性,两方面内容均可作为资源的合理管理和利用提供相关建议。此类研究所用数据少,而结果和结论较多,受众多学者青睐。然而即使在同一片海域,不同年份和不

同季节渔业生物群落结构均会发生变化^[5-7,9],多样性指数也会随之变化,若能长期、连续地跟踪观察并研究这种变化,分析总结驱动这些变化的内在原因和机制,将会对渔业资源的有效管理和及时保护提供扎实的科学依据。目前,多数同类研究仅局限于现状分析、历史比较或季节比较,鲜有对同片水域渔业生物群落结构进行连续多年变化规律的跟踪调查与研究报道。为此,本研究用连续 14 年秋季的双底拖渔船大面积调查资料,研究东海、黄海水域渔业生物群落结构连续多年的变化特征,结合主要渔

收稿日期:2014-10-23 修回日期:2015-03-02

资助项目:农业部专项(2011-2013);公益性行业(农业)科研专项;中央级公益性科研院所基本科研业务费专项(2009M01)

通信作者:刘 勇, E-mail: liuy@ecsfc. ca. cn

业生物营养级参数分析群落结构与整体营养水平之间的关系,从而为群落结构变化趋势的研究探索提供更多有效的基础数据。

1 材料和方法

1.1 材料来源及研究范围

数据来自1999—2012年秋季(8月底至9月初)东海北部和黄海南部渔业资源大面积定点调查。调查船均为双拖渔轮,网具为双拖网,口径为100目×4 m,网囊网目为2.5 cm,拖网速度控制在2 n mile/h左右。调查范围为30°00′~35°00′N,121°00′~127°00′E(图1),经、纬度每隔30′设1个站位,格状均匀设置站位。

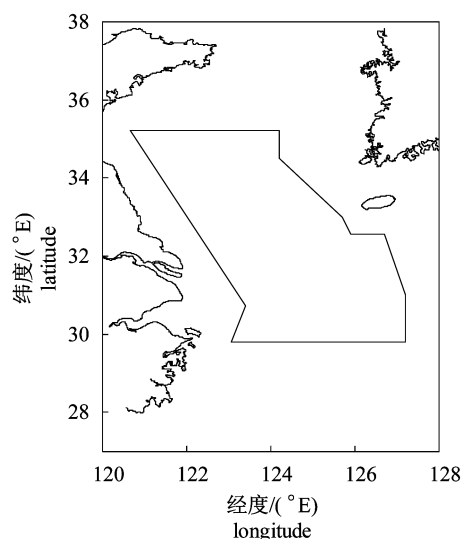


图1 研究水域范围示意图

Fig.1 Illustration of the survey area

1.2 样品采集和数据处理方法

每个站点拖网所得渔获物,若低于1箱,则全取;若超过1箱,则遵循随机原则采集1箱样品。在捕捞日志上记录总渔获量,即总箱数。采集到的样品,在实验室进行品种鉴别、称重、计数和生物学测定^[10]。获得样品的重量和数量后,根据站点总渔获箱数进行计算,获得站点总重量和总数量。每个站点标准拖网时间为1 h,可能由于特殊原因导致拖曳时间不足或超出1 h,均在后期数据处理过程中标准化为1 h的捕捞量,由此,可得各站点的单位捕捞努力量渔获量(CPUE),单位为g/h。计算公式为 $CPUE = W/T$,式中 W 为站点样品总重量(g), T 为站点拖网时间(h)。平均营养级的计算方法是以物种的资源密度指数即单位捕捞努力量渔获量(CPUE)作为权数,对所有物种的营养级进行加权平均^[11-12],具体公式如下: $TL_k = \frac{\sum_{i=1}^m CPUE_{ik} \cdot TL_i}{\sum_{i=1}^m CPUE_{ik}}$,式中 TL_k 为第 k 年的平均营养级, $CPUE_{ik}$ 为第 k 年内某物种 i 的CPUE, TL_i 为某个物种 i 的营养级。

1.3 主要渔业生物筛选及营养级数据来源

整理1999—2012年生物量累积比例达到90%以上的主要物种名称及拉丁文名称(表1)^[13]。此外,为调查研究水域主要物种的平均营养级变化特征,通过相关数据库^[14]和现有文献^[15-16]查找各物种的营养等级,尽量鉴定到种,不能确定到种的参考同类营养等级,其中日本带鱼(*Trichiurus japonicus*)和小黄鱼(*Larimichthys polyactis*)的幼体营养级参考的是鱼类营养级最低值2^[16]。

表1 调查水域主要渔获品种名单及参考营养级

Tab.1 List of main species in surveys and their trophic levels referred

中文名 Chinese name	拉丁名 Latin name	平均营养等级 average trophic level	标准方差 SD
日本带鱼	<i>Trichiurus japonicus</i> (Temminck et Schlegel,1844)	4.5	0.80
小黄鱼	<i>Larimichthys polyactis</i> (Bleeker,1877)	3.6	0.63
日本鲭	<i>Scomber japonicus</i> (Houttuyn,1782)	3.1	0.40
银鲱	<i>Pampus argenteus</i> (Euphrasen,1788)	3.1	0.40
日本竹荚鱼	<i>Trachurus japonicus</i> (Temminck et Schlegel,1844)	3.4	0.45
黄鲫	<i>Setipinna taty</i> (Valenciennes,1849)	3.2	0.40
刺鲱	<i>Psenopsis anomala</i> (Temminck et Schlegel,1844)	4.0	0.30
白姑鱼	<i>Pennahia argentata</i> (Houttuyn,1782)	3.5	0.43
多斑扇尾鱼	<i>Desmodema polystictum</i> (Ogilby,1898)	4.2	0.51
龙头鱼	<i>Harpadon nehereus</i> (Hamilton,1822)	4.2	0.73
棘头梅童鱼	<i>Collichthys lucidus</i> (Richardson,1844)	3.5	0.50

续表 1

中文名 Chinese name	拉丁名 Latin name	平均营养等级 average trophic level	标准方差 SD
赤鼻棱鳀	<i>Thryssa kammalensis</i> (Bleeker, 1849)	3.1	0.36
棘绿鳍鱼	<i>Chelidonichthys spinosus</i> (McClelland, 1844)	3.6	0.5
棕斑腹刺鲀	<i>Gastrophysus spadiceus</i> (Richardson, 1844)	3.5	0.4
海鳗	<i>Muraenesox cinereus</i> (Forsskål, 1755)	4.1	0.66
日本鳀	<i>Engraulis japonicus</i> (Temminck et Schlegel, 1846)	2.6	0.22
黄鲛鲷	<i>Lophius litulon</i> (Jordan, 1902)	4.4	0.8
棘鼬鲷	<i>Hoplobrotula armata</i> (Temminck et Schlegel, 1846)	4	0.66
蓝点马鲛	<i>Scomberomorus niphonius</i> (Cuvier, 1832)	3.62 ⁽¹⁾	-
六丝钝尾鰕虎鱼	<i>Amblychaeturichthys hexanema</i> (Bleeker, 1853)	2.98 ⁽¹⁾	-
多棘腔吻鲑	<i>Coelorhynchus multispinulosus</i> (Katayama, 1942)	3.4 ⁽¹⁾	-
细纹狮子鱼	<i>Liparis tanakae</i> (Gilbert et Burke, 1912)	2.99 ⁽¹⁾	-
太平洋褶柔鱼	<i>Todarodes pacificus</i> (Steenstrup, 1880)	2.33 ⁽¹⁾	-
剑尖枪乌贼	<i>Loligo edulis</i> (Hoyle, 1885)	2.5 ⁽²⁾	-
三疣梭子蟹	<i>Portunus trituberculatus</i> (Miers, 1876)	1.6 ⁽²⁾	-
细点圆趾蟹	<i>Ovalipes punctatus</i> (de Haan, 1833)	1.6 ⁽²⁾	-
大管鞭虾	<i>Solenocera melanthera</i> (de Man, 1907)	1.5 ⁽²⁾	-
沙海蜃	<i>Stomolophus meleagris</i> (L. Agassiz, 1862)	1.5 ⁽²⁾	-
海月水母	<i>Aurelia aurita</i> (Linnaeus, 1758)	1.5 ⁽²⁾	-
白色霞水母	<i>Cyanea nozakii</i> (Kishinouye, 1891)	1.5 ⁽²⁾	-

注:(1)引自《黄东海生态系统食物网连续营养谱的建立》^[15]; (2)引自《闽南-台湾浅滩渔场鱼类食物网研究》^[16]。其余参数均来自 FishBase 网站^[14]

Notes: Trophic levels labeled with (1) were referred from reference 15; Trophic levels labeled with (2) were referred from reference 16; The rest of trophic levels were referred from website of FishBase^[14]

1.4 数据统计分析方法

采用系统聚类法 (hierarchical clustering analysis) 进行聚类分析, 选择欧氏距离 (Euclidean distance) 作为聚类统计量, 采用最长距离法 (complete)^[17], 通过 R 统计软件^[18] 中 amap 工具包^[19] 内的 hcluster 函数实现计算。线性回归采用 R 软件自带的 lm 函数。

2 结果与分析

2.1 主要渔业资源组成结构年度变化

结果显示, 多数年份的总 CPUE 均在 200 000 g/h 上下波动, 而在 2004—2007 年, 由于水母资源的暴发, 总 CPUE 陡增 5~7 倍, 导致仅有几个资源量相对较高的品种能从图中辨别, 如日本带鱼和小黄鱼, 而其他品种均很难辨认 (图 2)。若将水母资源 [包括沙海蜃 (*Stomolophus meleagris*)、白色霞水母 (*Cyanea nozakii*) 和海月水母 (*Aurelia aurita*) 等] 去除, 可以看清其他渔业资源量的变化特征 (图 3)。按照 14 年内不同物种的累积资源密度大小排序, 即密度最大的物种

处于最上方, 依序排列最下方的为密度最小的物种 (图 3)。

日本带鱼和小黄鱼是该水域的重要渔业资源, 即使在水母暴发的 2004—2007 年, 日本带鱼的资源量仍保持较高水平, 而小黄鱼资源在水母暴发期间受到影响, 其资源量相对较低。水母暴发前 (1999—2003 年), 主要鱼种结构相对平稳。水母暴发后 (2008—2012 年), 主要鱼种结构呈现不稳定特征, 如 2009 年日本竹筴鱼 (*Trachurus japonicus*) 资源量比往年明显增加, 其比例较高, 2011 年小黄鱼幼鱼资源量突增, 比例接近日本带鱼与小黄鱼成鱼比例之和 (图 3)。

2.2 品种结构年度变化聚类分析

结果显示, 2006 年与 2007 年欧氏距离较近 (图 4), 这两年的沙海蜃量较多且相当; 另外, 沙海蜃量相对较高的 2004 及 2005 年明显区别于沙海蜃未大量出现的其他年份。2004—2007 年调查水域沙海蜃连续暴发, 在此期间其他渔业资源相对简单、资源量偏少, 2009 和 2011 年的组成结构与其他时期相距较远。2009 年群落结构的特

征是日本竹筴鱼、刺鲳 (*Psenopsis anomala*) 和银鲳 (*Pampus argenteus*) 资源量均明显高于其他时

期;2011 年,其结构显著特征是小黄鱼幼鱼的资源量特别高。

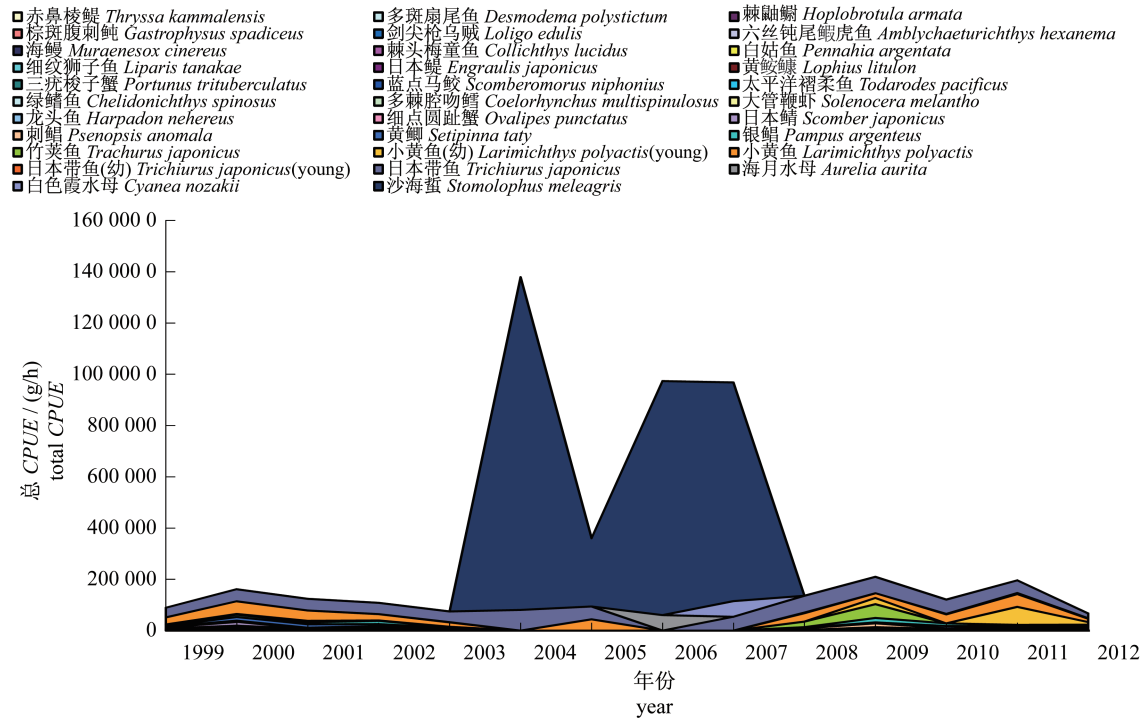


图2 调查区域内不同年份主要鱼种结构组成

Fig.2 Structure of main species of different years in survey area

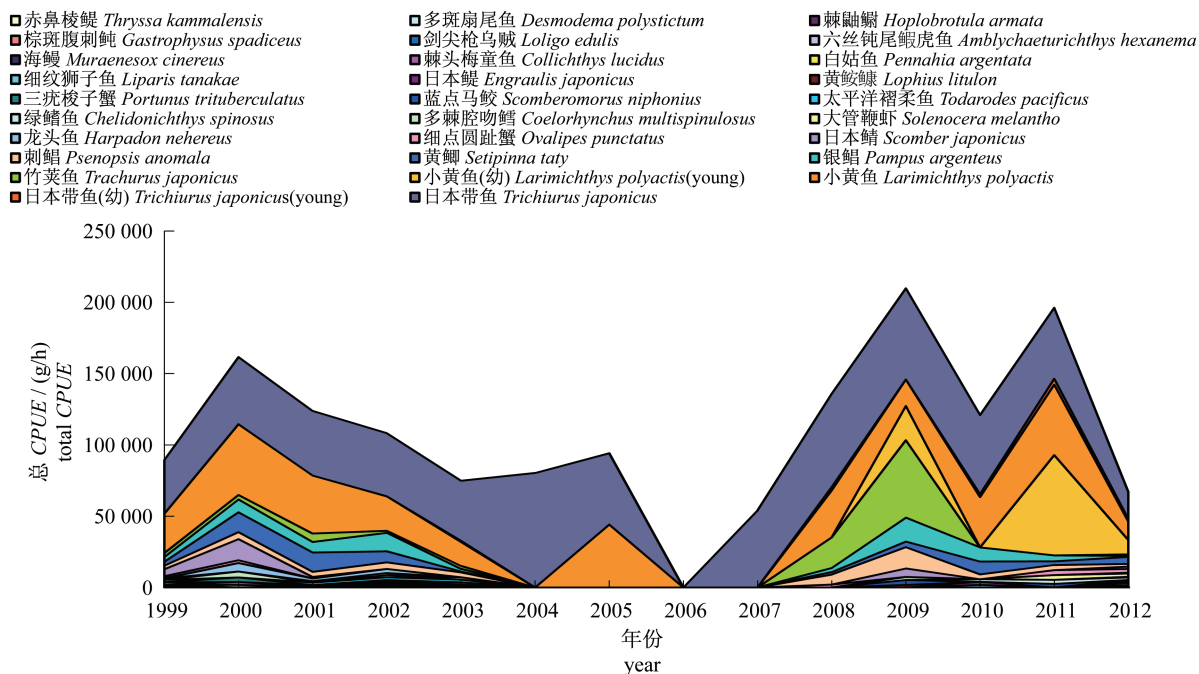


图3 去除水母后调查区域内不同年份主要鱼种结构组成

Fig.3 Structure of main species of different years in survey area without jellyfish

从上述分析可知水母暴发期为 2004—2007 年。在水母暴发后期,即 2008、2010 和 2012 年资源

量相对较低(图 3),而 2009 年和 2011 年则资源量相对较高,对应着某个鱼种的突发,即 2009 年的日

本竹筴鱼突发和 2011 年的小黄鱼幼鱼突发,呈现出资源量和群落结构隔年波动明显的趋势。水母暴发前期,2000 与 2001 年相似程度较高,而 2002 与 2003 年相似程度较高(图 4);资源量呈现出 2 年一周期的波动特征;1999 年与 2002、2003 年的相似程度较高(图 4),同时也是资源量相对较低的年份,印证了 2 年一周期的特点。水母暴发后期(2008—2012 年)资源结构波动幅度、频率均增大,资源量隔年出现高峰和低谷(图 3),波动周期缩短为 1 年。聚类分析结果显示,水母暴发前期的 2000—2001 年资源高峰期,与水母暴发后期的 2008、2010 年的资源高峰期的距离比较近;水母暴发前期的 1999、2002—2003 年资源低谷期,与水母暴发后期的 2012 年资源低谷期距离较近;另外如果除去夹杂在 2008 和 2010 年邻近受突发资源影响资源量较高的 2009 和 2011 年,那么仍然可以近似认为水母暴发后,资源波动依然维持类似暴发前的 2 年周期波动,即 2008、2010 年对应前期的 2000—2001 年资源高峰期,2012 年对应前期的 1999、2002—2003 年资源低谷期。实际还是发生周期为 1 年的资源波动。

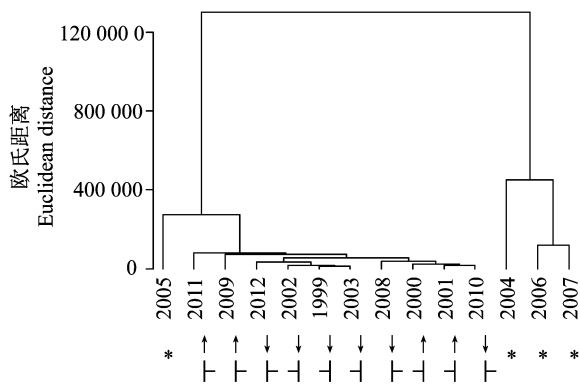


图 4 不同年份的聚类图

“*”指示水母暴发期;“↑”指示资源相对高峰期;“↓”指示资源相对低谷期;“┊”指示水母暴发前期;“┊”指示水母暴发后期

Fig. 4 Clustering dendrogram of survey years

“*” indicates year of jellyfish bloom; “↑” indicates year of relative peak of fishery resources; “↓” indicates year of relative low of fishery resources; “┊” indicates year before jellyfish bloom; “┊” indicates year after jellyfish bloom

2.3 年度结构变化品种聚类分析

根据鱼种在 1999—2012 年间出现的特征、资源量以及在群落结构中所处的地位,结合鱼种的聚类分析结果,可以把本研究所选的主要渔业资

源品种(图 5)划分为如下几大类:(1)暴发品种。此类资源发生规模大,导致资源量暴增,但因其经济价值低,并不能给渔民带来可观的收入,一般常被遗弃;因其大规模暴发,占用其他经济物种的生存空间,有可能造成其他种类的资源量下降,从而会影响到渔民的正常生产。本研究中的沙海蜇就属于暴发品种,它的发生不仅会影响到其他鱼种的资源量,而且直接导致群落结构的简单化(图 2,图 3)。(2)优势品种。该种类资源在调查水域中正常处于一个优势地位,其资源量能达到整个水域总资源的 20%~30% 成以上,是该水域渔民赖以生存的主要生产对象,如本研究中的日本带鱼和小黄鱼,除水母暴发年份,其他年份中这两种鱼类的资源量之和一般均超过总资源量的一半(图 3)。(3)异常品种。在正常年份中该种类资源量应该处于一个较低的水平,而在特殊年份,由于条件适宜,其资源量相比正常时期有一个较大幅度的暴发,但这个暴发幅度远远达不到暴发品种,该年份往往可以将该品种的暴发作为其主要特征。本研究中的小黄鱼幼鱼和日本竹筴鱼可以归属此类,2009 年和 2011 年分别以竹筴鱼和小黄鱼幼鱼的小规模暴发为主要特征。(4)常见品种。该品种资源在该水域的正常年份都有出现,而其资源量不会发生太大的波动,所占比例均在一成以下。本研究中属于该种类的有刺鲷(*Psenopsis anomala*)、银鲳和黄鲫(*Setipinna taty*)。(5)水母伴随种。白色霞水母和海月水母是暴发品种的伴随种,这两种水母仅在水母暴发时期个别年份中出现,其他年份均未有发现。(6)偶见品种。剩下的其他品种,其资源量较低,不是资源的主体,不是在所有年份中均能出现。由于偶见品种较多,它们的资源量较低,相互之间的距离相对较近。

分析组内物种资源量的年度变化结果显示,第 1 组仅有日本鲭(*Scomber japonicus*),其资源量水平在水母暴发前后相当,没有明显波动;第 2 组物种,水母暴发前的资源量水平明显高于水母暴发后的水平,水母暴发后不仅资源量水平呈下降趋势,其出现的年份也有所减少;第 4 组的物种,特点与第 2 组正好相反,水母暴发后的资源量水平有明显增加,出现年份也有增多趋势;第 3 组的物种,兼具上述 3 个物种的特点,但是其相对高的资源量水平相比其他组较低(图 6)。

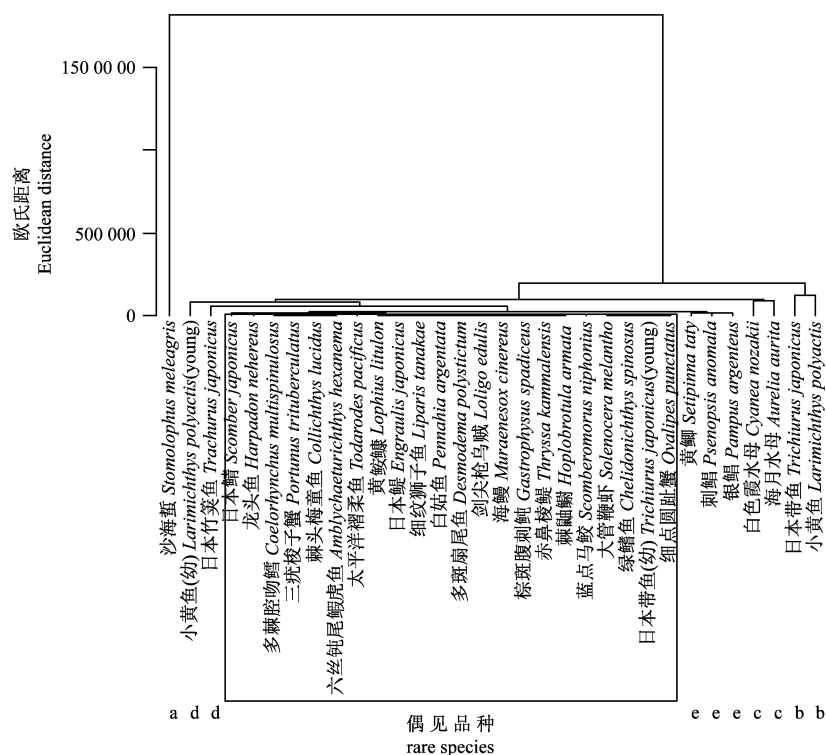


图5 主要渔业生物聚类图

“a”指示暴发品种；“b”指示优势品种；“c”指示水母伴种；“d”指示异常品种；“e”指示常见品种。红框内的品种为罕见品种

Fig. 5 Clustering dendrogram of main fishery species

“a” indicates blooming species; “b” indicates advantage species; “c” indicates jellyfish accompanying species; “d” indicates unusual species; “e” indicates common species. Species in red box are rare species

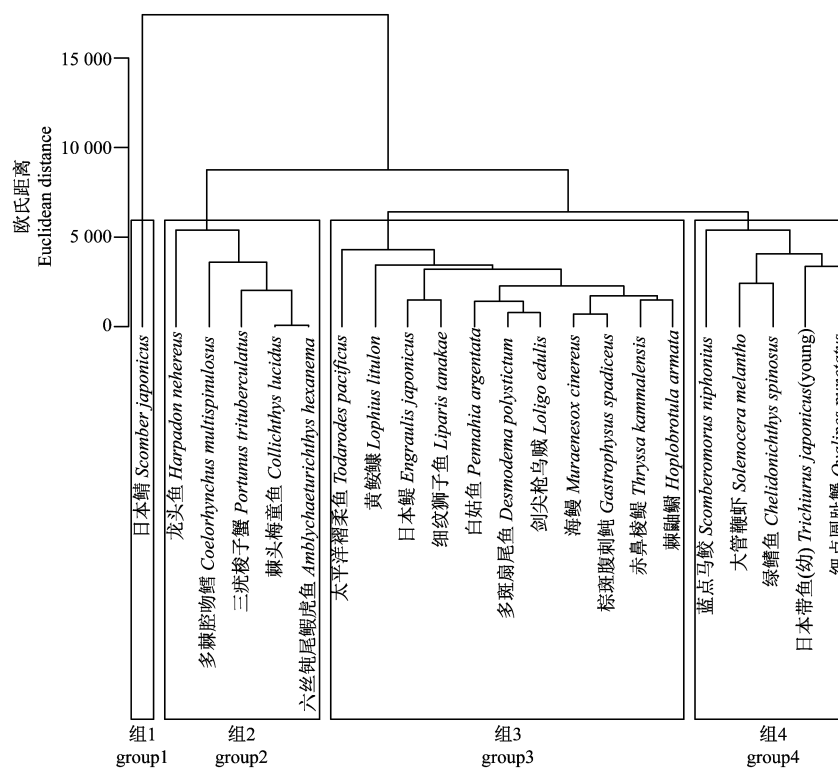


图6 罕见品种聚类放大图

Fig. 6 Enlarged view for cluster dendrogram of rare species

2.4 平均营养级的年度变化

平均营养级的变化大致可以分为 3 个时段: 1999—2003 年间, 平均营养级变动相对平稳、营养级水平相对较高; 2004—2007 年间, 由于水母暴发原因, 平均营养级陡降, 且年间波动较为剧烈; 2008—2012 年间, 平均营养级水平有所恢复, 但未能达到水母暴发前水平, 且年间波动更加剧烈(图 7)。2003 年前资源密度年间有明显变动, 但其平均营养级相对稳定; 而 2008 年后, 平均营养级的年间波动幅度明显高于前者(图 7), 虽然年间资源密度也有较大变动, 但营养级波动的主要原因为鱼种组成结构的变化。

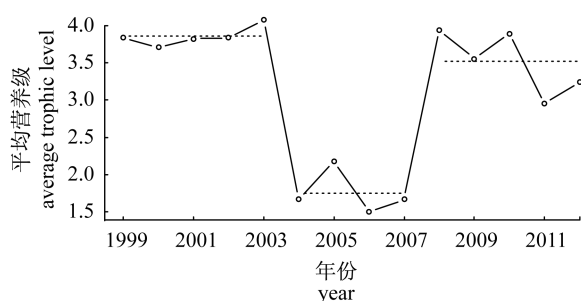


图 7 调查区域内不同年份平均营养级变化

红色虚线指示对应时期段的年度平均营养级

Fig. 7 Average trophic levels of main fishery species of different years in survey area

Red dotted line indicates the average value of trophic levels among corresponding years

结合各年的鱼种结构组成(图 2, 图 3), 分析可知各年平均营养级的升降趋势与各年总 CPUE 之间有着明显的相关关系, 即 CPUE 的下降对应着营养级的升高, 反之亦然。针对上述特征, 在以 CPUE 为横坐标、营养级为纵坐标的坐标系中, 标出所有年份对应的点, 观察 CPUE 与营养级之间的关系(图 8)。观察发现随着 CPUE 的增加, 营养级会随之下降, 且这种关系不是线性关系(图 8)。通过选择模型模拟尝试后发现, 营养级与 CPUE 的自然对数值呈反比关系, 拟合关系式为 $TL = -0.8965 \cdot \ln(CPUE) + 14.1421$ (TL 为平均营养级), 拟合系数均具统计显著性 ($P < 0.001$)。观察各个年份在坐标系中所处的位置, 可以看到水母暴发前的年份均聚集在平均营养级相对较高、资源密度相对较低的左上角; 而水母暴发期间的年份有向平均营养级相对较低、资源密度相对较高的右下角移动的特征; 水母暴发后期的年份则有回归左上角的特征, 但这些点并没有

完全聚集在左上角, 相邻年份的点之间差别较大、具较强跳跃特征(图 8)。

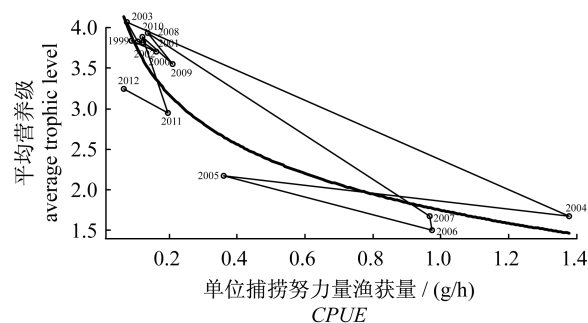


图 8 营养级与 CPUE 相关模型拟合

Fig. 8 Model fitting for the relation between average trophic level and CPUE

3 讨论

3.1 水母暴发对东海北部黄海南部渔业资源的影响

本研究聚类分析结果显示, 2004—2007 年为水母暴发相对集中时间, 其中尤以 2004 年的暴发情况最为严重。另有调查发现长江口水域的无脊椎动物群落的多样性指数在 2004—2007 年期间显著偏低^[20], 这个结果从侧面印证了水母暴发对长江口生物群落造成了较大影响。同时有报告指出 2003 年也是水母暴发较为严重的年份^[21-22], 但从本研究结果中未发现此现象; 这很可能是因为本研究关注的时间段为秋季, 2003 年水母暴发时间相对靠前, 未延续至秋季所致; 本研究均采用秋季的调查结果进行同期比较, 可以较客观地反映出水母暴发的年际变化趋势。

水母暴发给渔业资源组成结构带来巨大影响。首先, 水母暴发导致资源结构简单化。受水母暴发影响, 调查水域中其他物种的生存空间被排挤^[23-24], 导致渔获物组成结构极度简单, 每年仅有 2~3 个物种(包含暴发品种沙海蜇), 其中有优势品种(日本带鱼和小黄鱼)和水母暴发伴随种(白色霞水母和海月水母)。这可能是由于暴发水母沙海蜇具有毒性^[22,25], 导致其他物种尽力避免与之共存; 或者因其数量多、体积大, 占据绝大多数的水域空间; 此外, 由于水母与其他鱼类之间摄食关系的相互制约^[21,24,26], 从而导致调查水域中的物种单一。其次, 水母暴发加剧资源结构波动。水母暴发前期(1999—2003 年)资源结构相对平稳且处于一个相对较长的波动周期, 即两年一周期的波动

(1999年低潮;2000—2001年高潮;2002—2003年低潮);水母暴发后期(2008—2012年)资源结构的波动幅度变大,资源总量忽高(2009与2011年由于个别突发种的暴发导致资源量的猛增,其资源量高于水母暴发前的任何年份)忽低(相对高资源量年份的变化幅度较大,如2008年和2010年相比临近高资源量年份下降幅度明显,但相比水母暴发前的年份其资源量不低,且与高潮水平相当),波动的周期也被缩短为一年(2008年低;2009年高;2010年低;2011年高;2012年低)。另外,水母暴发给生态系统带来巨大冲击。暴发前资源结构相对稳定,生态系统结构也比较平稳,整体平均营养级稳定在3.85左右,上下仅有小幅波动(SD:0.13);暴发期间,所有生存空间几乎全被水母占有,生态结构变得异常简单,整体平均营养级有大幅降低,直降到1.75,年间波动明显(SD:0.29);暴发后,生态系统处于一个恢复补偿阶段,努力恢复到暴发前的平稳状态,但在这恢复过程中整个生态系统依然较为脆弱、不稳定,整体平均营养级上下波动较大(SD:0.42),维持在3.52平均水平,明显低于暴发前的平稳水平。

3.2 渔业资源密度(CPUE)与平均营养级之间的关系

近年来,伴随着不断增长的捕捞压力,渔获对象日趋低龄化、小型化、低质化,渔业资源正在向低值、劣质方向转化^[1,7,27-30]。回顾东海、黄海的整体渔获量,这些年没有下降却有稳步上升,尤其在20世纪90年代增加明显,东海、黄海的渔获量由90年代初的400万吨左右一下子增加到90年代末的1200万吨左右,渔获量增长两倍左右^[29]。自90年代后,东海区海洋渔业从业结构发生了较大变化,国有渔轮转向远洋渔业,群众渔业开始迅猛发展,这些变化与渔获量的增加有直接联系;但也必须明确如果仅有捕捞能力的增加,而没有资源量的增加,则渔获量无法明显增加;然而增加的资源是大量低龄、小型低质的渔获物,东海、黄海渔业正处在低值鱼、低龄鱼和小型鱼渔获量居高不下的高产假象之中^[29]。渔业早期阶段,渔业生态系统相对平稳,对于相对适合的捕捞力量,生态系统能够给人类提供个体较大、品质较优、营养等级较高的渔获品种。在人类肆意发展海洋渔业、增加渔船后,捕捞力量超出了稳定生态系统所能承受的范围时,生态系统原先的平衡被打破;生态

系统不得不进行自我调节适应巨大的捕捞压力,即降低质量、换取数量,大幅增加资源量满足庞大数量渔船对产量的需求,而渔获质量急剧下降,提供的是低龄化、小型化、低质化、营养等级较低的资源。这种降低整体平均营养级换取更多资源量的生态系统行为,在本研究中也得到一定程度的验证。在1999—2012年这14年中的平均营养级与资源密度指数总和的对数呈现出显著的负向关系,表明营养级与资源量(与资源密度指数成正比)之间存在着一种负向关系,即随着营养级的降低,资源量会有所增加,反之亦然。

3.3 生态系统受干扰后的恢复周期

本研究发现水母暴发后期的高峰年份(2009和2011年)由于异常种的小规模暴发导致资源结构与其余年份有明显距离;水母暴发后期的低谷年份(2008年和2010年)与水母暴发前期的高峰年份(2000—2001年)资源结构较为相似,这说明水母暴发后生态系统的不稳定和大幅波动状态;同时发现同属水母暴发后期低谷年份的2012年却与水母暴发前期的低谷年份(1999年和2002—2003年)资源结构相近,这是水母暴发后期低谷年份处于资源结构回归暴发前状态的表现。水母暴发后期的低谷年份资源结构先是处于一个高位,而后逐渐恢复到暴发前低位的过程,反映出生态系统的自我调节与恢复过程。

生物经过长期进化,致使自然生态系统一般都有维持稳定、持久、物种间协调共存等特点^[31-32]。当生态系统受到外界干扰、破坏而远离初始状态时,其会尽力恢复到初始状态,这就是生态恢复^[33-34]。本研究发现水母暴发给资源结构的稳定性带来较大干扰,导致水母暴发后资源结构剧烈波动,主要表现为后期资源相对高峰期和低谷期的结构发生较大变化:后期低谷年份(2008和2010年)与前期高峰年份(2000—2001年)相近,而后期的高峰期(2009和2011年)则因个别资源突发、资源量猛增、资源结构与其他年份明显不同。但是在水母暴发后的第5年(2012年),相对低谷年份资源结构又逐渐回归到暴发前的相对低谷状态。这很有可能是水母暴发后的5年资源波动过程中,水母暴发带来的资源结构变动影响逐渐被生态系统吸收与消化,资源结构组成也逐步回归到水母暴发前的相对平稳状态。本研究观察到的现象也可能类似于这种生态恢

复,但其恢复过程的辨别比较复杂。如从生态系统平均营养级来看,2012年的平均营养级与暴发前还有明显距离,还未恢复到暴发前的平稳状态。资源结构有恢复趋势,而营养级还存在明显差距,两者所反映的结果不一致。如何判断海洋渔业生态系统是否恢复,依据哪些标准,这些问题还有待更多的调查和研究加以探索。

3.4 偶见种的生态指示作用

本研究偶见物种对于生态系统突发事件(水母暴发)的反应差别较大。一些物种在生态系统受干扰前生物量相对较低,而之后其生物量却有明显增加;这种生物在正常的生态系统条件下受到其他物种的挤压,生态位相对狭小,而在生态系统受到干扰后反而能得到更多的生存空间,资源量得到显著增长。另一些物种却恰恰相反,在生态系统相对平稳的情况下资源量相对较高,而在生态系统受到干扰后,不适应波动后的生态系统,资源量受影响出现明显下降。还有第三类物种,对生态系统的干扰不敏感,资源量在生态系统干扰前后并没有发生很大的变化。假设本研究发现的上述三类物种资源变动特征是正确且稳定的,那前两类物种对生态系统状态则可以起到较好的指示作用。如果调查发现第一类物种资源量相对较大且伴随第二类物种资源量较低的情况,则可推断该生态系统正处于一个干扰后的波动恢复期;反之,则可判断生态系统正处于一个平稳发展期。指示物种评价方法比较适用于一些自然生态系统的健康评价,该方法已被广泛应用于生态环境健康、水生态系统健康及森林生态系统健康的评估,是目前生态系统健康研究常用的基本方法^[35-38]。本研究分类中的偶见种是否也有此指示作用,还需要将来的研究与调查来加以验证。另外,本研究偶见种的第3个聚群组物种(图6, Group III)包含所有上述三类特征,但是其资源量相对更少;是否资源量更少的物种生态系统指示作用能更好,这还有待验证。

3.5 研究的局限性及展望

本研究是基于1999—2012年的调查数据进行分析获得结果,这些规律或现象是依据现有数据和相关统计分析做出的一些判断,如果需要进一步证实其持久性与稳定性,还需要更长时间的连续数据加以验证。另外,其中一些规律在这个较短时间尺度内成立,但若在一个更长时间尺度

有可能并不明显^[39]。本研究发现的规律是否持久和稳定,更大时间尺度的生态系统发展规律会是什么样,这些疑问均需要建立在未来的持续调查、长期调查数据的积累基础上才有可能获得答案。相关管理部门应该对此类调查给予足够的重视,有效把握资源变化动向、分析变动发生原因,从而采取积极有效的应对措施。

参考文献:

- [1] Liu Y, Li S F, Chen X G, *et al.* The structure and diversity of demersal fish communities in winter 2000 in the East China Sea and the Yellow Sea [J]. *Marine Sciences*, 2007, 31(10): 19-24. [刘勇, 李圣法, 陈学刚, 等. 东、黄海2000年冬季底层鱼类群落结构及其多样性. *海洋科学*, 2007, 31(10): 19-24.]
- [2] Cheng J S. The structure and diversity of demersal fish communities in winter in the east china sea and the yellow sea [J]. *Marine Fisheries Research*, 2000, 21(3): 1-8. [程济生. 东、黄海冬季底层鱼类群落结构及其多样性. *海洋水产研究*, 2000, 21(3): 1-8.]
- [3] Shan X J, Xian W W, Wu Y F. Dynamic changes in the ichthyoplankton community structure after the sluice of the three-gorges dam [J]. *Periodical of Ocean University of China: Natural Science*, 2005, 35(6): 936-940. [单秀娟, 钱薇薇, 武云飞. 三峡工程蓄水前后秋季长江口鱼类浮游生物群落结构的动态变化初探. *中国海洋大学学报: 自然科学版*, 2005, 35(6): 936-940.]
- [4] Lin L S, Zheng Y J, Ma C Y. Distribution of nekton stock density and its community structure in Taiwan strait in summer and autumn [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(10): 1948-1951. [林龙山, 郑元甲, 马春艳. 台湾海峡夏秋季游泳动物资源分布及群落结构. *应用生态学报*, 2005, 16(10): 1948-1951.]
- [5] Cheng J H, Ding F Y, Li S F, *et al.* Changes of fish community structure in the coastal zone of the northern part of East China Sea in summer [J]. *Journal of Natural Resources*, 2006, 21(5): 775-781. [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. *自然资源学报*, 2006, 21(5): 775-781.]
- [6] Cheng J S, Yu L F. The change of structure and diversity of demersal fish communities in the Yellow Sea and East China Sea in winter [J]. *Journal of*

- Fisheries of China, 2004, 28(1): 29 - 34. [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. 水产学报, 2004, 28(1): 29 - 34.]
- [7] Xu B D, Jin X S, Liang Z L. Changes of demersal fish community structure in the Yellow Sea during the autumn [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2003, 10(2): 148 - 154. [徐宾铎, 金显仕, 梁振林. 秋季黄海底层鱼类群落结构的变化. 中国水产科学, 2003, 10(2): 148 - 154.]
- [8] Liu Y, Li S F, Cheng J H. A study on seasonal changes of the fish communities in the East China Sea and the Huanghai Sea [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2006, 28(4): 108 - 114. [刘勇, 李圣法, 程家骅. 东海、黄海鱼类群落结构的季节变化研究. 海洋学报, 2006, 28(4): 108 - 114.]
- [9] Qiao Y L, Chen Z Z, Lin Z J. Changes of community structure of fishery species during spring and autumn in Beibu Gulf [J]. Journal of Fishery Sciences of China, 2008, 15(5): 816 - 821. [乔延龙, 陈作志, 林昭进. 北部湾春、秋季渔业生物群落结构的变化. 中国水产科学, 2008, 15(5): 816 - 821.]
- [10] Yellow Sea Fisheries Research Institute. Operating manual for fishery resources survey in ocean (revised edition) [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 1981. [黄海水产研究所. 海洋水产资源调查手册(修订版). 上海: 上海科学技术出版社, 1981.]
- [11] Chao M, Quan W M, Li C H, *et al.* Changes in trophic level of marine catches in the East China Sea region [J]. Marine Science, 2005, 29(9): 51 - 55. [晁敏, 全为民, 李纯厚, 等. 东海区海洋捕捞渔获物的营养级变化研究. 海洋科学, 2005, 29(9): 51 - 55.]
- [12] Zhu G P. Long-term changes in the mean trophic level of the finfish fishery in the Southern Ocean [J]. Chinese Journal of Ecology, 2014, 33(6): 1573 - 1579. [朱国平. 南大洋有鳍鱼类渔业平均营养级的长期变动. 生态学杂志, 2014, 33(6): 1573 - 1579.]
- [13] Wu H L, Shao K T, Lai C F, *et al.* Latin-Chinese dictionary of fish names by classification system [M]. Keelung: The Sueichan Press, 2012. [伍汉霖, 邵广昭, 赖春福, 等. 拉汉世界鱼类系统名典. 基隆: 水产出版社, 2012.]
- [14] Froese R, Pauly D. FishBase [EB/OL]. (2014 - 10 - 01) <http://www.fishbase.org>.
- [15] Cai D L, Li H Y, Tang Q S, *et al.* Construction of continuous spectrum for the ecosystem food web nutrition of the Yellow Sea and the East China Sea: Based on the results of stable carbon and nitrogen isotope method [J]. Science in China: Ser. C, 2005, 35(2): 123 - 130. [蔡德陵, 李红燕, 唐启升, 等. 黄东海生态系统食物网连续营养谱的建立: 来自碳氮稳定同位素方法的结果. 中国科学: C 辑, 2005, 35(2): 123 - 130.]
- [16] Zhang Q Y, Lin Q M, Lin Y T, *et al.* Food web of fishes in minnan-taiwanchientan fishing ground [J]. Acta Oceanologica Sinica, 1981, 3(2): 275 - 290. [张其永, 林秋眠, 林尤通, 等. 闽南 - 台湾浅滩渔场鱼类食物网研究. 海洋学报, 1981, 3(2): 275 - 290.]
- [17] Wang B H. Multivariate statistical analysis and R language modeling [M]. Guangzhou: Jinan University Press, 2010. [王斌会. 多元统计分析及 R 语言建模. 广州: 暨南大学出版社, 2010.]
- [18] R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. R: A language and environment for statistical computing [CP/OL]. <http://www.R-project.org>.
- [19] Lucas A, Jasson S. Using amap and ctc Packages for Huge Clustering [J]. The Newsletter of the R Project, 2006, 6(5): 58 - 60.
- [20] Xu Y, Xian W W, Li W L. Spatial and temporal variations of invertebrate community in the Yangtze River Estuary and its adjacent waters [J]. Biodiversity Science, 2014, 22(3): 311 - 319. [徐勇, 线薇薇, 李文龙. 长江口及其邻近海域春季无脊椎动物群落时空变化. 生物多样性, 2014, 22(3): 311 - 319.]
- [21] Cheng J H, Li S F, Ding F Y, *et al.* Primary analysis on the jellyfish blooms and its cause in the East China Sea and the Yellow Sea [J]. Modern Fisheries Information, 2004, 19(5): 10 - 12. [程家骅, 李圣法, 丁峰元, 等. 东、黄海大型水母暴发现象及其可能成因浅析. 现代渔业信息, 2004, 19(5): 10 - 12.]
- [22] Wu Y, Li H Y, Li S F, *et al.* Review on the current situation of macro-jellyfish research and expectations [J]. Marine Fisheries, 2008, 30(1): 80 - 87. [吴颖, 李惠玉, 李圣法, 等. 大型水母的研究现状及展望. 海洋渔业, 2008, 30(1): 80 - 87.]
- [23] Cheng J H, Ding F Y, Li S F, *et al.* A study on the quantity distribution of macro-jellyfish and its relationship to sea water temperature and salinity in the East China Sea Region [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(3): 440 - 445. [程家骅, 丁峰元, 李圣法, 等. 东海区大型水母数量分布特征及其与温

- 盐度的关系. 生态学报, 2005, 25(3): 440 - 445.]
- [24] Yan L P, Li S F, Ding F Y. The preliminary studies on the dynamics of macro-jellyfish resources and their relationship with fisheries in the East China Sea and Yellow Sea [J]. Marine Fisheries, 2004, 26(1): 9 - 12. [严利平, 李圣法, 丁峰元. 东海、黄海大型水母类资源动态及其与渔业关系的初探. 海洋渔业, 2004, 26(1): 9 - 12.]
- [25] Hong H X, Li F Z, Lin L M, *et al.* Poisonous marine coelenterates of China [J]. Journal of Jimei University; Natural Science, 2004, 9(1): 32 - 41. [洪惠馨, 李福振, 林利民, 等. 我国常见的有毒海洋腔肠动物. 集美大学学报: 自然科学版, 2004, 9(1): 32 - 41.]
- [26] Ding F Y, Yan L P, Li S F, *et al.* The main causes of jellyfish blooms [J]. Marine Sciences, 2006, 30(9): 79 - 83. [丁峰元, 严利平, 李圣法, 等. 水母暴发的主要影响因素. 海洋科学, 2006, 30(9): 79 - 83.]
- [27] Li Y K, Yu N, Chen L Q, *et al.* Ecological modeling on structure and functioning of southern East China Sea ecosystem [J]. Progress in Fishery Sciences, 2010, 31(2): 30 - 39. [李云凯, 禹娜, 陈立侨, 等. 东海南部海区生态系统结构与功能的模型分析. 渔业科学进展, 2010, 31(2): 30 - 39.]
- [28] Zheng Y J, Hong W S, Zhang Q Y. Review and prospects for resource biology of main marine demersal food fishes along the coastal waters of China [J]. Journal of Fisheries of China, 2013, 37(1): 151 - 160. [郑元甲, 洪万树, 张其永. 中国主要海洋底层鱼类生物学的回顾与展望. 水产学报, 2013, 37(1): 151 - 160.]
- [29] Cheng J H, Zhang Q H, Li S F, *et al.* Utilization of fishery resources in the East China Sea and Yellow Sea [M]. Shanghai: Shanghai Science and Technology Press, 2006. [程家骅, 张秋华, 李圣法, 等. 东黄海渔业资源利用. 上海: 上海科学技术出版社, 2006.]
- [30] Liu Y, Cheng J H. A study on seasonal changes of the fish quantity distribution in the East China Sea and the Huanghai Sea by factor analysis [J]. Acta Oceanologica Sinica, 2008, 30(4): 123 - 130. [刘勇, 程家骅. 东海、黄海底层鱼类数量分布季节变化的因子分析. 海洋学报, 2008, 30(4): 123 - 130.]
- [31] Sun R Y, Li B, Zhu G Y, *et al.* General ecology [M]. Beijing: Higher Education Press, 1993. [孙儒泳, 李博, 诸葛阳, 等. 普通生态学. 北京: 高等教育出版社, 1993.]
- [32] Li B. Ecology [M]. Beijing: Higher Education Press, 2000. [李博. 生态学. 北京: 高等教育出版社, 2000.]
- [33] Jackson L L, Lopoukhine N, Hillyard D. Ecological restoration: A definition and comments [J]. Restoration Ecology, 1995, 3(2): 71 - 75.
- [34] Ren H, Peng S L. An introduction to restoration ecology [M]. Beijing: Science Press, 2001. [任海, 彭少麟. 恢复生态学导论. 北京: 科学出版社, 2001.]
- [35] Li X W, Zhang L, Fang J Y. Indicator, umbrella and flagship species: The concepts and their applications in conservation biology [J]. Biodiversity Science, 2002, 10(1): 72 - 79. [李晓文, 张玲, 方精云. 指示种、伞护种与旗舰种: 有关概念及其在保护生物学中的应用. 生物多样性, 2002, 10(1): 72 - 79.]
- [36] Zhang J H, Kong Z C. Significance on ecological indication of *Selaginella sinensis* in reconstructing past environment [J]. Acta Botanica Boreali-Occidentalia Sinica, 1999, 19(3): 530 - 537. [张佳华, 孔昭宸. 中华卷柏在恢复过去环境研究中的生态指示意义. 西北植物学报, 1999, 19(3): 530 - 537.]
- [37] Shi C F, Zhao M H. Birds-the indicator species of urban ecological environment [J]. Neimenggu Science and Technology, 2005(3): 125 - 126. [石春芳, 赵明华. 鸟类—城市生态环境的指示种. 内蒙古科技与经济, 2005(3): 125 - 126.]
- [38] Gao Y H, Wang H Q, Liu Q J. Advances in assessment of ecological restoration [J]. Jiangxi Science, 2003, 21(3): 168 - 174. [高彦华, 汪宏清, 刘琪璟. 生态恢复评价研究进展. 江西科学, 2003, 21(3): 168 - 174.]
- [39] Liu Y, Cheng J H. Testing of power b in exponent relationship between body-length and weight of small yellow croaker as spawning indicator by Bootstrap method [J]. Progress in Fishery Sciences, 2011, 32(2): 1 - 6. [刘勇, 程家骅. 基于 Bootstrap 统计方法探讨体长—体重量关系中的幂指数对小黄鱼产卵期的指示作用. 渔业科学进展, 2011, 32(2): 1 - 6.]

A preliminary analysis of variation characteristics of structure and average trophic level of the main fishery species caught by paired bottom trawl in the East China Sea and the Yellow Sea during the fall season

LIU Yong* , CHENG Jiahua

(Key Laboratory of East China Sea & Oceanic Fishery Resources Exploitation and Utilization, Ministry of Agriculture, P. R. China, East China Sea Fisheries Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090, China)

Abstract: To understand the long and consecutive variation characteristics of fishery species structure in the East China Sea and the Yellow Sea, using the method of clustering and average trophic level analysis, stages and features of main fishery species structure variation have been summed up and analyzed, and the main fishery species have been classified into groups, and the relation between average trophic level and fishery resources density has been analyzed, based on 14-consecutive-year fishery resources survey data in autumn from 1999 to 2012 by paired bottom trawl. The results show that the development of fishery species structure could be divided into 3 stages, including the early stage of jellyfish bloom (1999—2003), the outbreak stage of jellyfish bloom (2004—2007) and the later stage of jellyfish bloom (2008—2012). In the early stage, variation period of fishery resources is 2 years; but in the later stage the period changed to 1 year. With 5 years of development after jellyfish bloom, it seemed that fishery species structure recovered to a stage close to the early stage of jellyfish bloom. By clustering method the main fishery species could be classified into 6 species groups, including blooming (e. g. *Stomolophus meleagris*), advantage (e. g. *Trichiurus japonicus* and *Pseudosciaena polyactis*), unusual (e. g. *Trachurus japonicus*), common (e. g. *Psenopsis anomala*, *Pampus argenteus* and *Setipinna taty*), jellyfish accompanying (e. g. *Cyanea nozakii* and *Aurelia aurita*) and rare (e. g. *Scomber japonicus*, *Harpadon nehereus* etc.) species groups. By comparing quantities of species before and after jellyfish bloom, the species of rare species group could be classified into 3 groups; one with species whose quantity changed from high to low (e. g. *Harpadon nehereus*, *Coelorhynchus multispinulosus* etc.), one changed from low to high (e. g. *Scomberomorus nipponius*, *Solenocera melantho* etc.) and the other with no change (e. g. *Scomber japonicus*), who in these groups had some characters of indicator species for ecosystem health state. Based on the data of 14 years, the relation between average trophic level and fishery resources density was significantly negative ($P < 0.001$), whose equation was $TL = -0.8965 \cdot \ln(CPUE) + 14.1421$ (TL means average trophic level, $CPUE$ means catch per unit effort). The relation shows that the average trophic level of the marine ecosystem decreases with the increase of its total resources quantity, and vice versa.

Key words: paired bottom trawl; fishery species structure; average trophic level; the northern East China Sea; the southern Yellow Sea

Corresponding author: LIU Yong. E-mail: liuy@ecsf.ca.cn