

## 2018—2023年珠江口鱼类群落结构变化及其与环境因子的关系

马菁菁<sup>1,2</sup>, 陈海刚<sup>2</sup>, 张喆<sup>2</sup>, 田斐<sup>2</sup>, 唐振朝<sup>2</sup>, 熊倩<sup>2</sup>, 张林宝<sup>2</sup>

1. 上海海洋大学水产与生命学院, 上海 201306

2. 中国水产科学研究院南海水产研究所/农业农村部海洋牧场重点实验室/农业农村部南海渔业资源环境科学观测实验站/广东省渔业生态环境重点实验室/广东珠江口生态系统野外科学观测研究站, 广东广州 510300

**摘要:** 珠江口是中国重要的渔场和水产资源繁殖保护区。为掌握珠江口渔业资源现状及变化趋势, 分别于2018—2023年春、秋季开展了6次底拖网调查, 探究了珠江口海域鱼类群落结构组成及其与环境因子的关系, 以为渔业资源的科学管理和有效保护提供依据。结果显示, 珠江口海域6个航次调查共鉴定鱼类168种, 隶属于17目55科119属。优势种与重要种的组成以中小型底层鱼类为主, 包括短吻鲷(*Leiognathus brevirostris*)、棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)、前鳞骨鲻(*Osteomugil ophuyseni*)、鳙(*Ilisha elongata*)、七丝鲚(*Coilia grayi*)和红狼牙鰕虎鱼(*Odontamblyopus rubicundus*)。鱼类的平均质量资源密度和平均尾数资源密度均表现出明显的季节和年际差异, 最高值分别出现在2020年秋季和2020年春季。聚类分析表明, 春季鱼类群落结构可分为4组, 表现为年际差异和空间差异并存。秋季鱼类群落结构可分为3组, 仅表现出年际差异。典范对应分析(Canonical correspondence analysis, CCA)进一步揭示了春季鱼类群落结构主要受盐度、水温和水深的影响, 而秋季则主要受透明度、活性磷酸盐、水深和水温影响。

**关键词:** 鱼类群落结构; 年际变化; 环境因子; 珠江口

中图分类号: S 932.4

文献标志码: A

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



## Interannual variation of fish communities and their environmental factors in Pearl River Estuary from 2018 to 2023

MA Jingjing<sup>1,2</sup>, CHEN Haigang<sup>2</sup>, ZHANG Zhe<sup>2</sup>, TIAN Fei<sup>2</sup>, TANG Zhenzhao<sup>2</sup>, XIONG Qian<sup>2</sup>, ZHANG Linbao<sup>2</sup>

1. College of Fisheries and Life, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China

2. South China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences/Key Laboratory of Marine Ranching, Ministry of Agriculture and Rural Affairs/Scientific Observing and Experimental Station of South China Sea Fishery Resources and Environment, Ministry of Agriculture and Rural Affairs/Guangdong Provincial Key Laboratory of Fishery Ecology and Environment/Scientific Observation and Research Field Station of Pearl River Estuary Ecosystem, Guangzhou 510300, China

**Abstract:** The Pearl River Estuary is an important fishing ground and conservation area for aquatic resources in China. In order to understand the current situation and change trend of fishery resources in the Pearl River Estuary, we carried out six bottom trawl surveys in the spring and autumn of 2018–2023, and explored the composition of fish community structure in the Pearl River Estuary waters and its relationship with environmental factors, so as to provide a basis for scientific management and effective protection of fishery resources. The results show that a total of 168 fish species had been identified from the six surveys,

收稿日期: 2024-06-18; 修回日期: 2024-08-12

**基金项目:** 中国水产科学研究院中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助(2023TD06); 中国水产科学研究院南海水产研究所中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助(2024RC12, 2021SD17); 广东省农业科研项目和农业技术推广项目(2021-440000-26080100-8990)

**作者简介:** 马菁菁(2001—), 女, 硕士研究生, 研究方向为海洋生态环境与渔业资源评价。E-mail: [mjj2207828743@163.com](mailto:mjj2207828743@163.com)

**通信作者:** 张林宝(1984—), 女, 副研究员, 博士, 研究方向为海洋环境毒理学。E-mail: [zhanglinbao1984@163.com](mailto:zhanglinbao1984@163.com)

belonging to 17 orders, 55 families and 119 genera. The dominant and important species were mainly small and medium-sized bottom-layer fish, including *Leiognathus brevisrostris*, *Collichthys lucidus*, *Osteomugil ophuyseni*, *Ilisha elongata*, *Coilia grayi* and *Odontamblyopus rubicundus*. The average stock density and tail stock density of fish showed both seasonal and interannual variations among the six surveys, with the highest values in spring of 2020 and autumn of 2020, respectively. The cluster analysis shows that the fish community of spring surveys was divided into four groups with both interannual and spatial differences. However, the fish community in autumn surveys was divided into three groups with only interannual heterogeneity. Canonical correspondence analysis (CCA) indicates that salinity, water temperature and water depth were the main environmental factors affecting the community structure of fish in spring, while transparency, contents of active phosphate, water depth and water temperature were the important factors influencing fish community structure in autumn.

**Keywords:** Fish community structure; Interannual variation; Environmental factor; Pearl River Estuary

渔业资源在自然资源中占有重要地位, 可为不断增长的人口解决粮食、营养与就业等问题<sup>[1]</sup>。珠江口作为中国三大河口之一, 是我国甚至全球经济发展的前沿地带, 受珠江径流和海洋两大动力作用影响, 生态环境独特、生物组成丰富, 优越的自然条件使珠江口成为我国重要的渔场和水产资源繁殖保护区域, 具有重要的渔业地位和生态保护价值<sup>[2]</sup>。然而, 由于珠江口周边区域经济和社会的持续快速发展以及生产规模的不断扩大, 对其生态系统的渔业功能造成了一定影响, 海洋生物多样性及渔业生产力明显下降<sup>[3-4]</sup>。

研究人员对珠江口海域的生物群落结构<sup>[5-7]</sup>、生物多样性<sup>[8-9]</sup>及环境因子的时空分布特征<sup>[10-11]</sup>等进行了大量的调查研究。珠江口海域鱼类种类数高达176种, 其资源量和群落结构组成存在一定的时间和空间差异<sup>[5]</sup>。张静等<sup>[12]</sup>研究发现, 珠江口临近海域的广东大鹏湾秋季鱼类种类为54种, 显著高于春季的39种。黄万吉等<sup>[3]</sup>在珠江口中华白海豚(*Sousa chinensis*)自然保护区调查中报道, 秋、春季鱼类的平均资源密度分别为1 630、430 kg·km<sup>-2</sup>, 对比历史调查结果珠江口海域鱼类现存资源量水平呈下降趋势, 渔业资源有所衰退。刘文瑜等<sup>[13]</sup>研究表明, 珠江口鱼类群落结构受到水温、悬浮固体和叶绿素a等因素影响。徐鹏等<sup>[4]</sup>对近30年珠江口海域游泳动物调查资料的统计分析表明, 2000年之后游泳动物生物量占比和渔获率均较2000年之前明显下降, 一些经济价值高的鱼类, 如带鱼(*Trichiurus lepturus*)、棘头梅童鱼(*Collichthys lucidus*)和银鲳(*Pampus argenteus*)等的捕获比例锐减, 渔获物组成倾向于低值化、小型化的鱼类。上述研究表明珠江口海域渔业生产力明显下降, 生态系统面临压力与挑战, 亟需对珠江口区域

渔业资源开展连续性监测和评价。目前对珠江口鱼类群落结构方面的研究多局限于分析某一年度中单个或几个航次的渔业资源调查, 较少开展以多年度、多航次的调查数据为基础的整体性分析。本研究基于2018—2023年在珠江口海域开展的6次鱼类资源调查结果, 对该海域鱼类群落结构的年际和空间变化特征进行了系统研究, 解析鱼类群落结构变化与环境因子间的相关性, 以期对珠江口渔业资源的保护和科学有效管理提供理论参考。

## 1 材料与方法

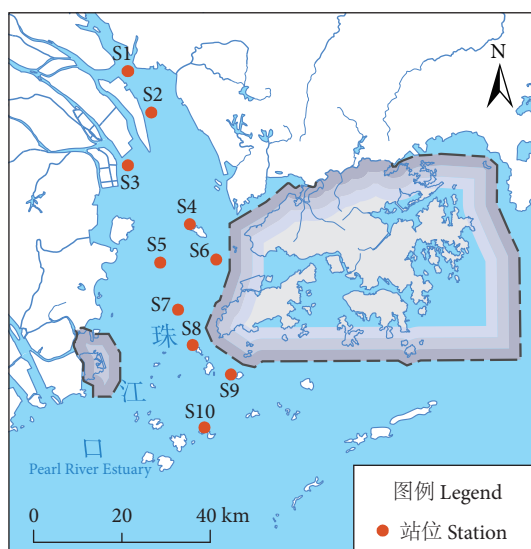
### 1.1 调查方法和数据采集

#### 1.1.1 调查方法

本研究分别于2018年4月(春季)和10月(秋季)、2020年4月(春季)和10月(秋季)、2022年10月(秋季)和2023年4月(春季)在珠江口海域开展了6个航次、10个调查站位的鱼类生态学调查(图1)。由于时间安排、天气状况和技术等因素的限制, S1站位在2018年秋季, S9和S10站位在2020年春季未能进行连续调查。6个航次均以“粤东莞00589”拖网渔船进行鱼类生物调查, 底拖网网具的网口宽度为2.0 m, 网高为0.3 m。每站拖网1次, 拖网时间为0.5 h, 平均拖速为3.0 kn。采样结束后现场对所有鱼类进行物种鉴定, 并统计各站位渔获物的生物量和尾数。

#### 1.1.2 环境数据采集与测定

水环境参数测定利用便携式水质分析仪(YSI ProPlus)测量采样点的水温(Tem)、盐度(Salt)、溶解氧(DO)和pH, 应用便携式测探仪(SM-5)测定水深(DP), 使用透明度盘测量水体透明度(WR)。悬浮物(SS)、化学需氧量(COD)、石油烃(PHC)、无机氮(TIN)及活性磷酸盐(RP)的调查及测定参



审图号: GS粤(2024)1939号

图1 珠江口鱼类资源调查站位图

Fig. 1 Survey site map of fishery resources in Pearl River Estuary

照 GB 17378.4—2007 执行。各水质指标理化参数用“平均值±标准差 ( $\bar{x}\pm s$ )”表示, 见表1。

## 1.2 数据分析

### 1.2.1 种类组成和优势种

采用相对重要性指数计算珠江口各调查站位的物种优势度 (IRI)<sup>[14]</sup>, 以此来确定优势种。

$$IRI = (N+W) \times F \times 10^4 \quad (1)$$

式中:  $N$  和  $W$  分别为某物种占某次调查总渔获数量和总渔获质量的百分比 (%);  $F$  为某物种在所有调查站位中的出现频率, 即该物种在该航次调查中

被记录到的站点数量占总站位数的比例 (%)。本研究采用传统划分标准对 IRI 进行定义:  $IRI \geq 1000$  为优势种,  $1000 > IRI \geq 100$  为重要种<sup>[15]</sup>。

### 1.2.2 鱼类生物多样性

采用 Shannon-Winner 多样性指数 ( $H'$ ) 计算鱼类生物多样性<sup>[16]</sup>, 计算公式为:

$$H' = -\sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad (2)$$

式中:  $P_i$  为第  $i$  种鱼类生物量占总质量的比例;  $S$  为种数。

### 1.2.3 资源密度及群落结构分析

底拖网调查法是一种广泛应用于渔业资源调查与评估的方法, 拖网调查渔业资源密度采用扫海面积法估算<sup>[17]</sup>, 单位为  $\text{kg}\cdot\text{km}^{-2}$  或  $\text{尾}\cdot\text{km}^{-2}$ , 计算公式为:

$$D = \frac{C}{a \times q} \quad (3)$$

式中:  $D$  为每个站点的资源密度;  $C$  为每个站点单位小时的渔获率;  $a$  为网具每小时拖网扫海面积 ( $\text{km}^2$ );  $q$  为可捕系数, 取 0.5<sup>[18]</sup>。

本研究为去除稀有种对群落结构相似性分析的影响, 将仅在 1 个站位出现的物种剔除<sup>[19]</sup>。再以鱼类的质量资源密度为原始矩阵, 进行四次方根转化后, 计算 Bray-Currtis 相似性系数矩阵, 并进行等级聚类分析和非度量多维尺度分析 (Non-metric multidimensional scaling, NMDS) 研究珠江口鱼类群落结构的变化特征。同时, 利用单因素相似性分析 (One-way ANOSIM) 检验鱼类种类组成在各组间是

表1 2018—2023 年珠江口水体理化参数

Table 1 Physiochemical parameters of water in Pearl River Estuary from 2018 to 2023

指标 Index	春季 Spring			秋季 Autumn		
	2018	2020	2023	2018	2020	2022
水深 Water depth/m	10.56±4.98	11.28±5.36	13.43±7.36	10.00±3.85	13.49±4.44	13.84±5.75
透明度 Transparency/m	0.80±0.13	0.88±0.43	1.74±0.94	1.10±0.21	1.47±0.34	1.48±0.24
水温 Water temperature/°C	27.49±1.71	20.59±0.83	21.96±0.84	29.30±0.52	28.70±3.67	20.90±0.6
盐度 Salinity/‰	12.61±4.71	12.26±8.91	26.66±6.31	17.05±5.54	15.26±8.20	25.10±6.74
pH	8.09±0.12	8.30±0.23	7.85±0.30	7.84±0.06	8.01±0.14	8.23±0.09
溶解氧 Dissolved oxygen/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	6.78±0.66	6.62±0.40	7.09±0.18	6.33±0.19	5.96±0.28	6.38±0.34
化学需氧量 Chemical oxygen demand/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	2.30±3.42	0.703±0.256	0.99±0.11	1.57±0.30	1.01±0.32	0.86±0.60
悬浮物 Suspended solids/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	16.86±14.75	27.97±20.63	13.10±0.93	29.03±21.43	13.9±2.06	14.20±6.07
石油烃 Petroleum hydrocarbons/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0.024±0.005	0.022±0.010	0.039±0.008	0.026±0.010	0.242±0.508	0.250±0.532
无机氮 Inorganic nitrogen/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0.383±0.426	0.375±0.151	0.302±0.092	0.326±0.214	0.278±0.159	0.124±0.100
磷酸盐 Phosphate/( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	0.016±0.010	0.005±0.003	0.019±0.006	0.022±0.013	0.019±0.005	0.031±0.009

否具有显著性差异,采用相似性百分比分析(SIMPRE)研究导致不同组群间群落结构差异的分歧种<sup>[20]</sup>。检验NMDS分析结果的优劣用胁强系数(Stress)衡量,当 $0.10 < \text{Stress} < 0.20$ 时,可认为MDS二维点图对群落的划分具有一定的可信度;当 $0.05 < \text{Stress} < 0.10$ 时,可认为MDS二维点图是一个较好的排序,此时群落的划分更具科学性;当 $\text{Stress} < 0.05$ 时,表示MDS二维点图对群落的划分具有很好的代表性<sup>[21]</sup>。以上研究均使用Primer 6.0软件进行数据分析。

#### 1.2.4 鱼类群落与环境因子的关系

利用CANOCO 5.0软件分析鱼类群落结构与环境因子的关系。首先,根据去趋势对应分析(Detrended correspondence analysis, DCA),判断选择线性模型(RDA)还是单峰模型(Canonical correspondence analysis, CCA),并利用蒙特卡洛置换检验(Monte Carlo permutation test)对海域环境因子与鱼类群落结构相关性进行显著性检验,置换循环的次数为999次<sup>[22]</sup>。

对2018—2023年珠江口鱼类质量资源密度矩阵进行DCA排序,结果表明春季和秋季DCA排序轴最大梯度长度(Length of gradient, LGA)分别为4.7和4.3 SD,均大于3.0 SD,因此选择单峰模型,即采用典范对应分析来解释鱼类群落结构与环境因子的关系。运用Excel 2016和GraphPad Prism 8.4.0软件进行统计学分析。

## 2 结果

### 2.1 种类及优势种组成

2018—2023年珠江口6个航次的拖网调查共采集到鱼类168种,隶属于17目55科119属,合计31 098尾,其中鲈形目种类最多(85种),隶属于27科63属,占鱼类总渔获尾数的44.67%,占总渔获质量的39.70%。其次是鲱形目,为22种,隶属于3科13属。全部渔获物中七丝鲚(*Coilia grayi*)尾数占比最高,占全部渔获尾数的2.71%,其次为短吻鲷(*Leiognathus brevis*, 1.27%)和黄斑鲷(*L. bindus*, 0.84%)。2018、2020和2023年春季捕获的鱼类种类数分别为58、48和56种,春季3个航次共采集到鱼类105种,隶属于14目42科78属。2018、2020和2022年秋季分别采集到鱼类48、81和78种,3个航次秋季共采集到鱼类133种,隶属于14目50科100属。调查期间珠江

口鱼类种类数总体较为稳定,秋季鱼类种类数相对春季较高。

珠江口调查海域鱼类优势种的种类组成和种类数在不同年份和季节均表现出差异。以 $\text{IRI} \geq 1000$ 为划分标准,2018、2020和2023年春季鱼类优势种的种类分别为1、2和3种,2018、2020和2022年秋季优势种的种类分别为1、2和4种(表2)。根据图2所示,不同年份间春季共有优势种及重要种为棘头梅童鱼、短吻鲷、红狼牙鰕虎鱼(*Odontamblyopus rubicundus*)、七丝鲚和前鳞骨鲷(*Osteomugil ophuyseni*),尾数分别占捕获鱼类总尾数的0.91%、6.40%、2.98%、27.01%和0.75%,质量分别占总捕获鱼类总质量的2.01%、4.99%、1.96%、11.04%和1.64%。秋季3个航次调查的共有优势种及重要种为短吻鲷、棘头梅童鱼和线纹鳗鲡(*Plotosus lineatus*),其尾数分别占鱼类总尾数的6.28%、1.46%和1.58%,质量分别占总捕获鱼类总质量的5.00%、3.44%和2.45%。

### 2.2 鱼类资源密度和多样性变化

2018—2023年珠江口渔业资源密度表现出较明显的年际和季节性差异(图3)。春季3个航次鱼类的平均质量资源密度分别为152.53、229.96和160.29  $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2}$ ,平均尾数资源密度分别为15 131.78、36 817.20和10 524.16尾 $\cdot \text{km}^{-2}$ 。数据对比分析表明,春季航次中2020年鱼类平均质量资源密度和平均尾数资源密度均最高,这是由于该航次S1、S2和S3站位七丝鲚、红狼牙鰕虎鱼和棘头梅童鱼的生物量优势突出,三者占整个航次鱼类质量资源密度的50.42%,尾数资源密度的71.36%。秋季3个航次的平均质量资源密度分别为114.20、624.65和338.50  $\text{kg} \cdot \text{km}^{-2}$ ,平均尾数资源密度分别为5 523.66、29 960.94和16 247.08尾 $\cdot \text{km}^{-2}$ 。数据分析同样表明,秋季航次中2020年鱼类平均质量资源密度与平均尾数资源密度最高,进一步分析发现该航次S5、S6和S7站位的鱼类资源密度较为突出。

鱼类拖网调查显示,春季3个航次中,珠江口海域各站位的多样性指数分别为0.79~3.16、0.82~3.19和2.10~3.39,平均值分别为2.45、2.55和2.67。秋季3个航次各站位的多样性指数分别为0.50~3.59、1.16~4.01和2.19~3.66,平均值分别为2.46、3.05和2.94(表3)。秋季鱼类生物多样性指数平均值略高于春季。根据参数检验与非参数检验

表2 各调查航次鱼类优势种、重要种及物种优势度  
Table 2 Dominant species, important fish species and dominance of each survey

年份 Year	季节 Season	优势种与重要种的优势度 Dominance of dominant species and important species
2018	春季 Spring	短吻鲷 ( <i>Leiognathus brevisrostris</i> ) 1 358.46、前鳞骨鲷 ( <i>Osteomugil ophuyseni</i> ) 818.98、棘头梅童鱼 ( <i>Collichthys lucidus</i> ) 535.81、拟矛尾鰕虎鱼 ( <i>Parachaeturichthys polynema</i> ) 500.66、矛尾鰕虎鱼 ( <i>Chaeturichthys stigmatias</i> ) 465.58、杜氏叫姑鱼 ( <i>Johnius dussumieri</i> ) 434.82、二长棘鲷 ( <i>Paerargyrops edita</i> ) 355.02、七丝鲚 ( <i>Coilia grayi</i> ) 195.53、红狼牙鰕虎鱼 ( <i>Odontamblyopus rubicundus</i> ) 182.44、鲮 ( <i>Platycephalus indicus</i> ) 173.18、日本红娘鱼 ( <i>Lepidotrigla japonice</i> ) 173.02、大鳞舌鲷 ( <i>Cynoglossus macrolepidotus</i> ) 102.36
2020	春季 Spring	七丝鲚 8 891.92、红狼牙鰕虎鱼 1 400.40、眶棘双边鱼 ( <i>Ambassis gymnocephalus</i> ) 712.41、短吻鲷 632.08、鲮 ( <i>Ilisha elongata</i> ) 592.62、中华小沙丁鱼 ( <i>Sardinella nymphaea</i> Richardson) 547.60、前鳞骨鲷 328.23、棘头梅童鱼 286.23、浅色黄姑鱼 ( <i>Nibea coibor</i> ) 145.74
2023	春季 Spring	短吻鲷 4 919.30、鲮 2 377.16、中颌棱鲷 ( <i>Thryssa mystax</i> ) 1 147.91、凤鲚 ( <i>C. mystus</i> ) 651.19、银鲳 ( <i>Pampus argenteus</i> ) 531.47、青鳞小沙丁鱼 ( <i>S. zunas</i> ) 429.97、棘头梅童鱼 403.19、康氏小公鱼 ( <i>Anchoviella commersonii</i> ) 341.55、赤鼻棱鲷 ( <i>Thryssa kammalensis</i> ) 240.93、皮氏叫姑鱼 ( <i>Johnius belangerii</i> ) 234.51、红狼牙鰕虎鱼 191.17、中华海鲢 ( <i>Arius sinensis</i> ) 139.56、斑鲮 ( <i>Konosirus punctatus</i> ) 114.37
2018	秋季 Autumn	浅色黄姑鱼 1 370.11、短吻鲷 882.08、棘头梅童鱼 881.36、皮氏叫姑鱼 850.35、黄斑篮子鱼 ( <i>Siganus canaliculatus</i> ) 753.96、孔鰕虎鱼 ( <i>Trypauchen vagina</i> ) 577.18、半滑舌鲷 ( <i>C. semilaevis</i> ) 376.33、鲮 349.96、杜氏叫姑鱼 255.83、七丝鲚 251.90、线纹鳗鲡 210.77、大头白姑鱼 ( <i>Pennahia macrocephalus</i> ) 190.14、拟矛尾鰕虎鱼 168.28、龙头鱼 ( <i>Harpodon nehereus</i> ) 128.01、大鳞鳞鲷 ( <i>Onigocia macrolepis</i> ) 102.44
2020	秋季 Autumn	鲮 1 419.66、短吻鲷 1 246.19、皮氏叫姑鱼 802.15、棘头梅童鱼 748.42、赤鼻棱鲷 628.02、凤鲚 626.23、丽叶鲷 ( <i>Alepes djedaba</i> ) 622.47、前鳞骨鲷 431.28、黄斑鲷 ( <i>Leiognathus bindus</i> ) 408.02、中华青鳞鱼 ( <i>Harengula nymphaea</i> ) 376.21、眶棘双边鱼 319.36、尖头斜齿鲨 ( <i>Scoliodon laticaudus</i> ) 294.40、尖头黄鳍牙鲷 ( <i>Chrysochir aureus</i> ) 251.06、青鳞小沙丁鱼 197.74、印度鲮 ( <i>I. melastoma</i> ) 158.22、银鲳 132.99、截尾白姑鱼 ( <i>Pennahia anea</i> ) 107.64
2022	秋季 Autumn	短吻鲷 2 337.66、中华海鲢 1 253.10、前鳞骨鲷 1 084.01、线纹鳗鲡 1 001.01、黑口鲮 ( <i>I. melastoma</i> Schneider) 825.83、皮氏叫姑鱼 732.87、褐篮子鱼 ( <i>S. fuscenssens</i> ) 539.94、青鳞小沙丁鱼 293.27、鲮 283.31、棘头梅童鱼 252.04、凤鲚 172.38、截尾白姑鱼 138.13、花鲮 ( <i>Clupanodon thrissa</i> ) 125.97、鲮 114.23、斑点鸡笼鲳 ( <i>Drepane punctata</i> ) 105.93

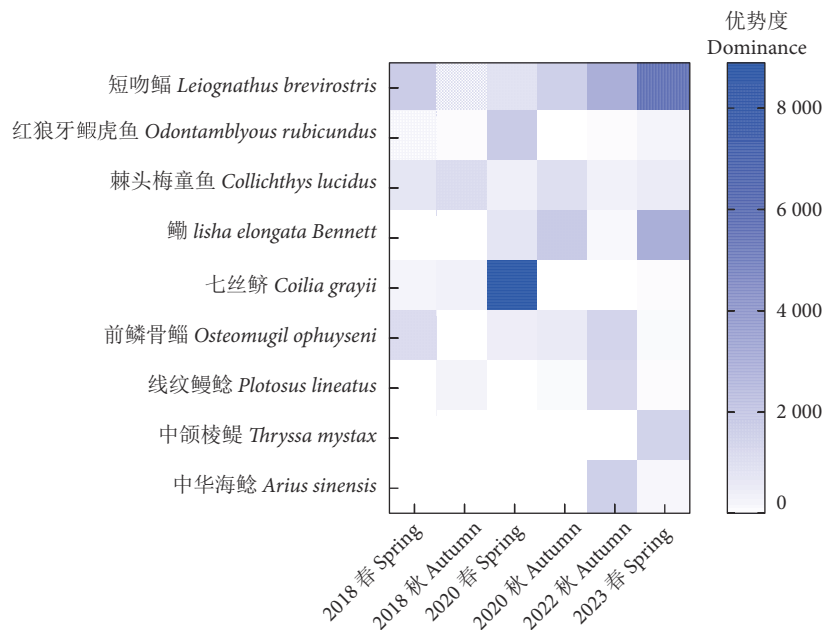


图2 2018—2023年珠江口鱼类优势种与重要种

Fig. 2 Dominant and important species of fishes in Pearl River Estuary from 2018 to 2023

结果可知,仅2018年春季与2020年春季多样性指数存在年际间差异(单因素方差分析,  $p < 0.05$ ),秋季航次鱼类多样性指数间不存在显著的年际变化(KWH秩和检验,  $p > 0.05$ ),说明珠江口海域近年来鱼类的多样性较为稳定。

### 2.3 鱼类群落结构分析

春季和秋季珠江口鱼类群落结构NMDS分析的胁强系数分别为0.15和0.19,这表明群落聚类分析和MDS排序结果均具有一定的解释意义。根据群落等级聚类结果,利用视觉判断法<sup>[23]</sup>可以得

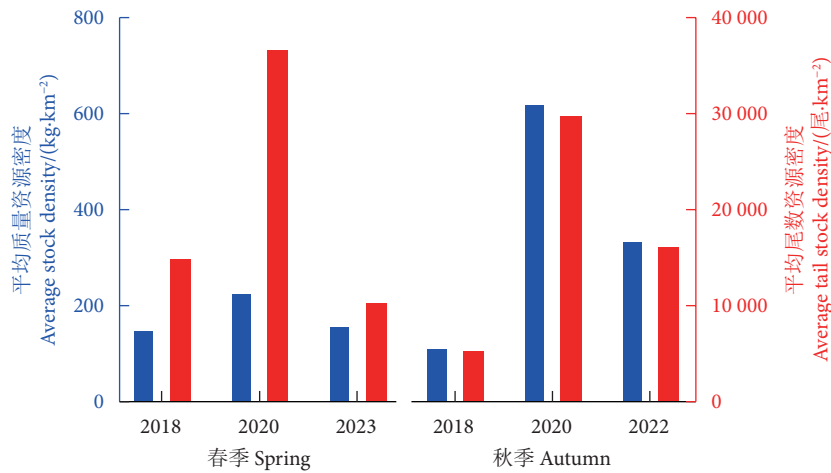


图3 2018—2023 年珠江口海域鱼类平均质量资源密度与尾数资源密度

Fig. 3 Average stock density and tail stock density of fishes in Pearl River Estuary from 2018 to 2023

表3 2018—2023 年珠江口拖网调查鱼类生物多样性指数  
Table 3 Shannon-Winener diversity index of fishery resources in Pearl River Estuary from 2018 to 2023

站位 Site	春季 Spring			秋季 Autumn		
	2018	2020	2023	2018	2020	2022
1	2.51	1.57	2.30	1.16	2.22	
2	2.68	0.82	2.19	2.49	2.28	2.69
3	2.51	3.19	2.12	0.67	2.73	2.96
4	0.79	2.71	2.53	0.50	2.92	3.38
5	2.84	3.17	3.32	2.79	3.35	3.08
6	3.16	2.94	3.39	2.79	3.64	3.66
7	1.62	3.12	3.23	3.34	3.01	2.19
8	2.80	2.89	2.10	3.10	3.73	3.54
9	3.16		3.02	2.84	4.01	2.75
10	2.61		2.54	3.59	3.63	2.91
均值 Mean	2.45 <sup>b</sup>	2.55 <sup>a</sup>	2.67 <sup>ab</sup>	2.46	3.05	2.94

注: 不同上标字母表示有显著性差异 ( $p < 0.05$ )。

Note: Different superscript letters indicate significant differences ( $p < 0.05$ ).

出在 30% 的相似性水平可大致将春季珠江口鱼类群落结构分为 4 个组群。其中, 第 I 组群为 2018 年所属站位 (1S5、1S6、1S7、1S8、1S9、1S10), 第 II 组群为 2023 年所属站位 (4S3、4S4、4S5、4S6、4S7、4S8、4S9、4S10), 第 III 组群为 2020 年所属站位 (2S3、2S4、2S5、2S6、2S7、2S8), 第 IV 组群为 3 个年度春季的近岸站位 (1S1、1S2、1S3、2S1、2S2、4S1、4S2, 图 4-a)。以 18% 的相似性水平可将秋季鱼类群落结构大致划分为 3 个组群, 分别为组群 I (2020 年秋季所属站位)、组群 II

(2022 年秋季所属站位) 和组群 III (2018 年秋季所属站位, 图 4-b)。由此可见, 春季珠江口鱼类群落结构为年际差异和空间差异并存, 而秋季珠江口鱼类群落结构仅表现出年际差异。ANOSIM 分析结果表明, 春、秋季各组群间鱼类群落结构差异极显著 (春季  $r = 0.747 \sim 0.949$ , 秋季  $r = 0.490 \sim 0.739$ ,  $p < 0.01$ )。

春季, SIMPER 差异性贡献分析表明, 组群 IV (各年近岸站位) 与其他 3 个组群差异性贡献较高的种类为七丝鲚、棘头梅童鱼、红狼牙鰕虎鱼、短吻鲷和鳙 (*Ilisha elongata*) (表 4)。组群 I (2018 年春季) 与组群 II (2023 年春季) 相异性贡献率较高的物种为鳙 (8.81%)、短吻鲷 (5.68%) 和赤鼻棱鲷 (*Thryssa kammalensis*, 4.15%)。组群 I 与组群 III (2020 年春季) 相异性贡献率较高的物种为鳙 (6.86%)、前鳞骨鲻 (6.34%) 和眶棘双边鱼 (*Ambassis gymnocephalus*, 6.19%)。对组群 II 与组群 III 相异性贡献率较高的物种为短吻鲷 (5.84%)、鳙 (5.35%) 和眶棘双边鱼 (3.93%)。由此可见, 鳙、短吻鲷、赤鼻棱鲷、前鳞骨鲻和眶棘双边鱼等种类的丰度波动是春季珠江口鱼类群落结构呈现年际差异的主要原因。

秋季, 组群 I (2020 年秋季) 和组群 II (2022 年秋季) 相异性贡献率较高的物种依次为鳙 (4.61%)、棘头梅童鱼 (3.97%) 和前鳞骨鲻 (3.87%)。组群 I 与组群 III (2018 年秋季所属站位) 相异性贡献率较高的物种为鳙 (4.86%)、浅色黄姑鱼 (*Nibea coibor*, 4.36%) 和短吻鲷 (3.81%)。组群 II 和组群 III 相异性贡献率较高的物种为浅色黄姑鱼 (5.96%)、前鳞骨鲻 (4.88%) 和短吻鲷 (4.24%)。由此可见,

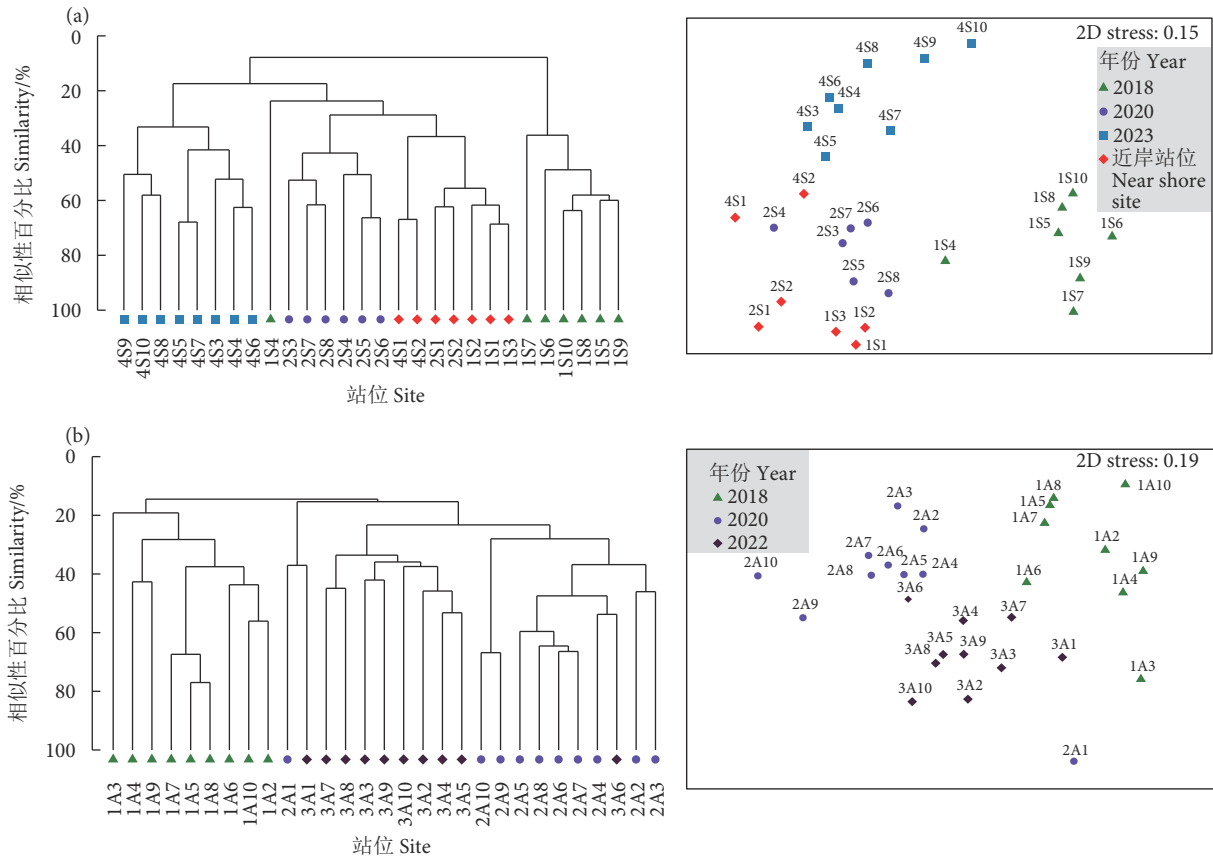


图4 春季和秋季珠江口海域鱼类 CLUSTER 聚类分析和 NMDS 二维点图

注：站位编号中第一个数字1—4 分别代表 2018、2020、2022 和 2023 年，A 代表秋季、S 代表春季，第二个数字代表站位。

Fig. 4 CLUSTER analysis and NMDS plot of fish in Pearl River Estuary in spring and autumn

Note: The first digits in the site number 1—4 represent the years of 2018, 2020, 2022 and 2023, respectively. "A" represents autumn; "S" represents spring, and the second numbers represent the respective sampling sites.

表4 群落结构组群间差异性贡献率

Table 4 Contribution rate of difference among fish community groups

季节 Season	种类 Species	组 1	组 2	贡献率 Contribution/%	累计贡献率 Cumulative contribution/%
		Group 1	Group 2		
		平均丰度 Average abundance			
近岸组群与 2018 年春季组群 (平均相异性=91.68%)					
春季 Spring	七丝鲚 <i>Coilia grayi</i>	2.77	0.00	11.89	11.89
	棘头梅童鱼 <i>Collichthys lucidus</i>	2.76	0.10	11.11	23.01
	红狼牙鰕虎鱼 <i>Odontamblyopus rubicundus</i>	2.24	0.14	9.16	32.17
	短吻鲷 <i>Leiognathus brevisrostris</i>	0.18	1.63	6.28	38.44
	杜氏叫姑鱼 <i>Johnius dussumieri</i>	0.16	1.32	5.47	43.91
近岸组群与 2020 年春季 (平均相异性=71.12%)					
春季 Spring	棘头梅童鱼 <i>Collichthys lucidus</i>	2.76	0.73	7.98	7.98
	七丝鲚 <i>Coilia grayi</i>	2.77	1.39	7.54	15.51
	鳊 <i>Ilisha elongata</i>	0.16	2.02	7.28	22.79
	眶棘双边鱼 <i>Ambassis gymnocephalus</i>	0.00	1.80	6.87	29.66
	短吻鲷 <i>Leiognathus brevisrostris</i>	0.18	1.49	5.44	35.10

续表 4

to be continued

季节 Season	种类 Species	组 1	组 2	贡献率 Contribution/%	累计贡献率 Cumulative contribution/%
		Group 1	Group 2		
		平均丰度 Average abundance			
近岸组群与 2023 年春季组群 (平均相异性=84.98%)					
春季 Spring	短吻鲷 <i>Leiognathus brevis</i>	0.18	4.18	9.00	9.00
	鳊 <i>Ilisha elongata</i>	0.16	3.94	8.44	17.44
	七丝鲚 <i>Coilia grayi</i>	2.77	0.34	6.09	23.54
	红狼牙鰕虎鱼 <i>Odontamblyopus rubicundus</i>	2.24	0.63	4.37	27.91
	银鲳 <i>Pampus argenteus</i>	0.98	2.05	4.35	32.26
2018 年春季组群与 2020 年春季组群 (平均相异性=89.06%)					
春季 Spring	鳊 <i>Ilisha elongata</i>	0.00	2.02	6.86	6.86
	前鳞骨鲻 <i>Osteomugil ophuyseni</i>	0.72	1.49	6.34	13.19
	眶棘双边鱼 <i>Ambassis gymnocephalus</i>	0.00	1.80	6.19	19.39
	中华小沙丁鱼 <i>Sardinella nympheae</i>	0.00	1.74	5.98	25.37
	红狼牙鰕虎鱼 <i>Odontamblyopus rubicundus</i>	0.14	1.52	4.92	30.29
2018 年春季组群与 2023 年春季组群 (平均相异性=79.49%)					
春季 Spring	鳊 <i>Ilisha elongata</i>	0.00	3.94	8.81	8.81
	短吻鲷 <i>Leiognathus brevis</i>	1.63	4.18	5.68	14.49
	赤鼻棱鲷 <i>Thryssa kammalensis</i>	0.00	1.64	4.15	18.64
	银鲳 <i>Pampus argenteus</i>	0.00	2.05	4.08	22.72
	中颌棱鲷 <i>Thryssa mystax</i>	0.00	1.87	3.94	26.65
2020 年春季组群与 2023 年春季组群 (平均相似性=91.02%)					
春季 Spring	短吻鲷 <i>Leiognathus brevis</i>	1.49	4.18	5.84	5.84
	鳊 <i>Ilisha elongata</i>	2.02	3.94	5.35	11.19
	眶棘双边鱼 <i>Ambassis gymnocephalus</i>	1.80	0.00	3.93	15.12
	赤鼻棱鲷 <i>Thryssa kammalensis</i>	0.00	1.64	3.88	18.99
	银鲳 <i>Pampus argenteus</i>	0.50	2.05	3.83	22.83
2018 年秋季组群与 2020 年秋季组群 (平均相异性=88.85%)					
秋季 Autumn	鳊 <i>Ilisha elongata</i>	0.00	2.12	4.86	4.86
	浅色黄姑鱼 <i>Nibea coibor</i>	1.41	0.00	4.36	9.22
	短吻鲷 <i>Leiognathus brevis</i>	1.01	1.49	3.81	13.03
	棘头梅童鱼 <i>Collichthys lucidus</i>	1.21	1.78	3.77	16.80
	皮氏叫姑鱼 <i>Johnius belangerii</i>	1.08	1.87	3.77	20.57
2018 年秋季组群与 2022 年秋季组群 (平均相似性=82.17%)					
秋季 Autumn	浅色黄姑鱼 <i>Nibea coibor</i>	1.41	0.00	5.96	5.96
	前鳞骨鲻 <i>Osteomugil ophuyseni</i>	0.00	1.24	4.88	10.84
	短吻鲷 <i>Leiognathus brevis</i>	1.01	1.33	4.24	15.08
	棘头梅童鱼 <i>Collichthys lucidus</i>	1.21	0.78	4.14	19.21

续表 4

to be continued

季节 Season	种类 Species	组 1	组 2	贡献率 Contribution/%	累计贡献率 Cumulative contribution/%
		Group 1	Group 2		
		平均丰度 Average abundance			
2020 年秋季组群与 2022 年秋季组群 (平均相异性=77.72%)					
秋季 Autumn	鳊 <i>Tilisha elongata</i>	2.12	0.35	4.61	4.61
	棘头梅童鱼 <i>Collichthys lucidus</i>	1.78	0.78	3.97	8.58
	前鳞骨鲮 <i>Osteomugil ophuyseni</i>	1.37	1.24	3.87	12.45
	短吻鲮 <i>Leiognathus brevirostris</i>	1.49	1.33	3.86	16.30
	银鲮 <i>Pampus argenteus</i>	1.52	0.00	3.49	19.80

注：以平均相似性贡献率之和占 50% 以上的物种为分歧种，并列各比较组群中鱼类群落平均相似性贡献前 5 的物种。

Note: Species with an average similarity contribution rate of over 50% are considered as divergent species, and the top 5 species with the highest average similarity contribution to the fish community in each comparative group are listed.

导致秋季珠江口鱼类群落结构年际差异的主要种类为鳊、棘头梅童鱼、前鳞骨鲮、浅色黄姑鱼和短吻鲮等(表 4)。

#### 2.4 鱼类群落结构与环境因子相关性分析

CCA 分析表明，春季海域环境因子对鱼类空间格局的贡献率为 46.5%，第一排序轴和第二排序轴分别解释了 9.18% 和 8.27% 的物种分布变化。盐度、水温和水深对鱼类群落结构的影响显著(DP:  $p < 0.05$ ; Salt, Tem:  $p < 0.01$ )。具体而言，2018 年鱼类群落结构与水温影响呈显著正相关；2020 年和近岸站位的鱼类群落结构受水深影响较明显；2023 年鱼类群落结构与盐度影响呈显著正相关，

但盐度对近岸站位鱼类群落结构的影响呈显著负相关(图 5-a)。

秋季海域环境因子对 3 个航次的鱼类空间格局的贡献率为 52.3%，第一排序轴和第二排序轴分别解释了 9.02% 和 7.89% 的物种分布变化。透明度、水深、活性磷酸盐和水温对鱼类群落结构的变化具有显著影响(DP, Tem:  $p < 0.05$ ; WR, RP:  $p < 0.01$ )。2018 年鱼类群落结构与活性磷酸盐浓度呈显著正相关。2020 年(除 S9 和 S10 站外)鱼类群落结构受水温影响呈显著正相关，而 2022 年(除 S1、S2、S3 和 S7 站外)鱼类群落结构受水深影响显著(图 5-b)。

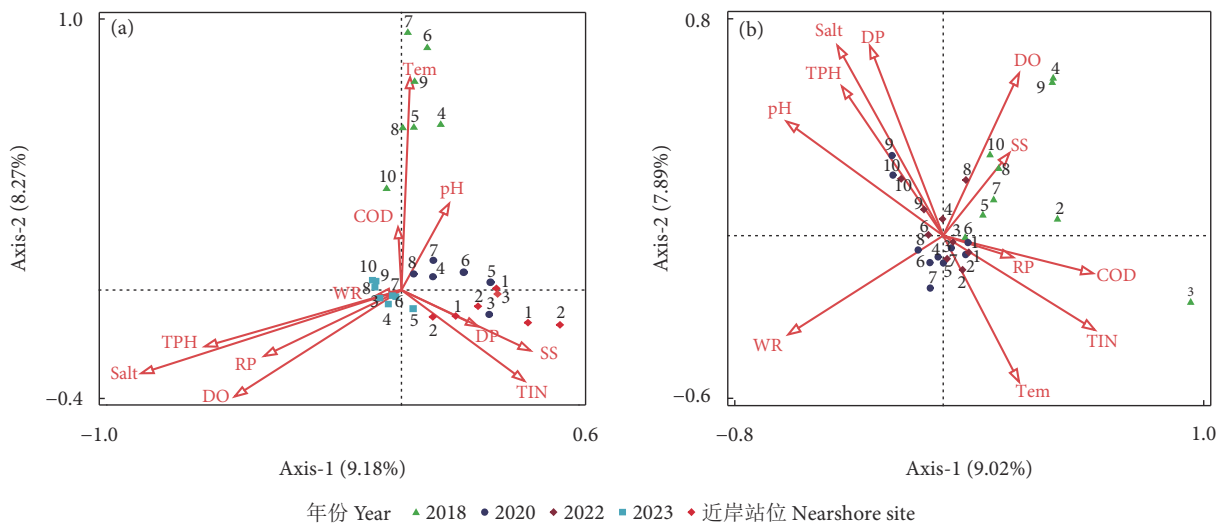


图5 鱼类资源密度与环境因子的 CCA 分析

注：Salt. 盐度；Tem. 水温；pH. 酸碱度；RP. 活性磷酸盐；TPH. 石油烃；WR. 水体透明度；COD. 化学需氧量；DP. 水深；DO. 溶解氧；SS. 悬浮物；TIN. 无机氮。

Fig. 5 CCA analysis of fish stock density and environmental factors

Note: Salt. Salinity; Tem. Water temperature; pH. Acidity and alkalinity; RP. Active phosphate; TPH. Petroleum hydrocarbons; WR. Water clarity; COD. Chemical oxygen demand; DP. Water depth; DO. Dissolved oxygen; SS. Suspended solids; TIN. Inorganic nitrogen.

### 3 讨论

#### 3.1 珠江口鱼类组成和优势种更替

2018—2023年珠江口海域6个航次拖网调查共采集到鱼类17目55科119属168种,结合以往在珠江口海域开展的渔业资源调查结果,反映了珠江口海域较高的鱼类生物多样性和时空差异性特征<sup>[3,5,24-29]</sup>。本研究中秋季鱼类种数基本高于春季,这与黄吉万等<sup>[3]</sup>报道的2015年珠江口中华白海豚保护区秋季渔获种类数明显高于2016年春季的结论一致。鱼类种类数的季节差异可归因于多种复杂且相互作用的因素:一方面可能与鱼类洄游生活史及温度、盐度等海洋环境因子的变动有关,如秋季暖水性鱼类洄游致鱼类组成多样性提高<sup>[3]</sup>;另一方面伏季禁渔措施<sup>[30]</sup>和鱼类自身适应性<sup>[31]</sup>等多种因素也可能导致鱼类种类数出现季节性波动。

根据相对重要性指数结果,春季航次的共有优势种和重要种为棘头梅童鱼、短吻鲷和红狼牙鰕虎鱼,秋季航次的共有优势种和重要种为短吻鲷和棘头梅童鱼,6个航次的共有优势种或重要种为短吻鲷和棘头梅童鱼。河口区鱼类棘头梅童鱼是珠江口海域生态系统中重要的经济物种之一,具有广泛的适温性和适盐性等特点<sup>[32]</sup>。短吻鲷是一类小型低值肉食性鱼类<sup>[33]</sup>。1986—1987年对珠江口渔业资源的调查中显示丽叶鲷(*Alepes djedaba*)、棘头梅童鱼、凤鲚(*Coilia mystus*)和杜氏棱鲷(*T. dussumieri*)等中上层鱼类为优势种<sup>[2]</sup>。本研究结果显示,当前红狼牙鰕虎鱼和前鳞骨鲷等底层或近底层鱼类取代了原本活跃于中上层的丽叶鲷、杜氏棱鲷、银鲳和赤鼻棱鲷等鱼类物种,这表明珠江口鱼类优势种出现了明显更替,优势种和重要种种类组成大多为底层或近底层鱼类。中上层鱼类丽叶鲷等作为绝对优势种的地位丧失,一方面可能是因为海洋中上层鱼类在人类高强度捕捞压力下难以恢复到正常水平<sup>[4]</sup>,另一方面也可能与本研究仅采用底拖网的调查方式有一定关系<sup>[34]</sup>。本研究结果与徐鹏等<sup>[4]</sup>的研究一致,即珠江口海域渔业资源群落结构发生了显著变化,表现为中上层鱼类优势地位丧失,底层或近底层鱼类占优势。另外,本研究的优势种或重要种主要以短吻鲷、红狼牙鰕虎鱼、七丝鲚和前鳞骨鲷等小型或中小型鱼类为主,与谢志超等<sup>[35]</sup>和裴精花等<sup>[29]</sup>发现珠江口海域渔获物组成倾向于低值化、小型化鱼类的调查结果一致。

#### 3.2 渔业资源量时空分布与多样性变化

2018—2023年珠江口鱼类资源量总体呈现出质量资源密度秋季高于春季,尾数资源密度春季高于秋季的特点。春季为珠江口海域鱼类的产卵盛期,大量仔稚鱼补充了该海域的资源,使得尾数资源密度表现为春高秋低。经过伏季休渔,鱼类资源得以自然恢复和繁衍,因此秋季鱼类质量资源密度高于春季。值得注意的是,春季航次中2020年鱼类质量资源密度和尾数资源密度均最高,其中资源密度较高的站位主要分布在湾口咸淡水区(S1、S2和S3站位)。以往研究表明,珠江口海域是棘头梅童鱼和七丝鲚的优良繁育场<sup>[36]</sup>。秋季航次也以2020年质量资源密度和尾数资源密度最高,其中S5与S6站位的赤鼻棱鲷、短吻鲷、凤鲚、棘头梅童鱼、鳙、丽叶鲷、前鳞骨鲷、青鳞小沙丁鱼(*Sardinella zunasi*)和线纹鳗鲡(*Plotosus lineatus*)的质量与尾数资源密度均较高。这可能与2020年年年初新冠疫情爆发,近海捕捞压力减小有关,推测2020年短暂的近海捕捞压力和人类活动减少为珠江口鱼类等游泳动物提供了更为有利的繁殖和生长环境。生物多样性指数作为反映群落稳定性的重要指标之一,取决于种类数与个体数,而这2种因素又受到环境、生物体自身生理活动<sup>[37]</sup>与人为扰动<sup>[5]</sup>的影响,能在一定程度上反映水域生态系统受环境的胁迫程度。本研究显示秋季平均生物多样性指数略高于春季(表2),这与黄吉万等<sup>[3]</sup>的研究结果一致。相较于以往调查及研究结果<sup>[3,13]</sup>,珠江口海域鱼类群落的多样性指数处于较高水平。

#### 3.3 鱼类群落结构特征变化及其与环境间的相关性分析

珠江口鱼类群落结构分析发现春季3个航次的近岸站位组成一个组群。差异性贡献分析表明,与其他组群相比差异性贡献较大的种类主要为七丝鲚、棘头梅童鱼、红狼牙鰕虎鱼、短吻鲷和鳙。这与王迪和林昭进<sup>[2]</sup>对1986—1987年珠江口鱼类群落结构的研究一致,位于珠江口咸淡水区(对应本研究的S1、S2和S3站位)的鱼类群落结构聚为一类,其中棘头梅童鱼无论在个体数量还是质量上均具有明显优势。棘头梅童鱼是一种小型优质鱼类,以咸淡水区为主要栖息水域;七丝鲚属于底栖性鱼类,主要以底栖生物和沉积物为食;而红狼牙鰕虎鱼也以底栖生物为食,这些鱼类的生存特性使其更倾向于栖息在近岸和河口等水域<sup>[38]</sup>。鱼类群落结

构的时空分布除了受内在因素(如繁殖习性、摄食和洄游活动)影响外,还受外部因素(如溶解氧、水温和盐度等)影响<sup>[39-42]</sup>。

CCA 分析结果表明,春季珠江口鱼类群落结构主要受盐度、水温和水深影响,秋季鱼类群落组成主要受透明度、活性磷酸盐、水深和水温影响。本研究结果与张静等<sup>[12]</sup>认为水温是影响春季大鹏湾海域鱼类群落结构的重要因子,而盐度和水深是秋季影响该海域鱼类群落结构的重要环境因子的结论有一定相似之处。鱼类的生长发育受水温直接影响<sup>[43]</sup>,水温也是影响暖温性鱼类分布的最主要因子<sup>[44]</sup>。珠江口属于亚热带地区,鱼类以暖温性和暖水性鱼类为主。本研究统计结果显示,暖温性鱼类数量在春季渔获物中占有优势,七丝鲚、眶棘双边鱼、红狼牙鰕虎鱼、短吻蝠和棘头梅童鱼等暖温性鱼类的数量占春季鱼类总捕获量的 88.32%,进一步表明温度为影响春季鱼类群落结构的重要环境因子。梁鹏飞等<sup>[45]</sup>分析了天津近岸海域鱼类群落结构特征与环境因子的关系,结果显示温度变化是导致鱼类群落结构发生改变的关键因素之一。另外,春、秋季是华南地区一年中降水量较为充沛的 2 个时段,珠江及其支流的水量也随之增加,因此春季珠江口海域盐度变化成为影响鱼类群落结构的另一个重要因素。此外,进一步推测水量的增加导致海域水深的季节性变化,从而使水深成为共同影响春、秋季鱼类群落结构的环境因子。詹海刚<sup>[24]</sup>的分析结果也表明珠江口鱼类群落结构与盐度的相关性最高,其次为深度。河口生态系统处于动态变化过程中,多种环境影响因子间的相互作用使得本研究于珠江口 6 个航次的鱼类群落结构分析中表现出明显的年际和空间差异性。

#### 4 结论

2018—2023 年 6 个航次珠江口海域共捕获鱼类 168 种,隶属于 17 目 55 科 119 属。种类组成和优势种分析发现珠江口鱼类组成表现出小型化趋势,优势种更替明显,主要为底层或近底层鱼类。珠江口鱼类资源密度表现出较明显的年际和季节差异,其中 2020 年秋季鱼类平均质量资源密度最高,2020 年春季鱼类平均尾数资源密度最高,这可能与 2020 年年初新冠疫情爆发,近海捕捞压力减小有关。珠江口鱼类群落结构分析表明,春季珠江口鱼类群落结构为年际差异和空间差异并存,而

秋季仅表现出年际差异。春季 3 个航次近岸站位鱼类群落结构的差异主要与七丝鲚和棘头梅童鱼等河口型鱼类的生物量变化有关。CCA 分析表明春季珠江口海域鱼类群落结构受盐度、水温和水深影响,秋季鱼类群落组成主要受透明度、活性磷酸盐、水深和水温影响。

#### 参考文献:

- [1] Food and Agriculture Organization. FAO Yearbook of Fishery and Aquaculture Statistics[EB/OL]. [2024-06-22]. <http://www.Fao.org/fishery/statistics/yearbook/en>.
- [2] 王迪,林昭进.珠江口鱼类群落结构的时空变化[J].南方水产,2006,2(4):37-45.
- [3] 黄吉万,孙典荣,刘岩,等.珠江口中华白海豚自然保护区鱼类群落多样性分析[J].南方农业学报,2018,49(5):1000-1007.
- [4] 徐鹏,谢木娇,周卫国,等.近 30 年珠江口海域游泳动物经济物种群落结构变化特征[J].应用海洋学学报,2021,40(2):239-250.
- [5] 唐广隆,刘永,吴鹏,等.珠江口万山群岛海域春季渔业资源群落结构特征及其与环境因子的关系[J].中国水产科学,2022,29(8):1198-1209.
- [6] 袁梦,汤勇,徐楠楠,等.珠江口南沙海域秋季渔业资源群落结构特征[J].南方水产科学,2017,13(2):18-25.
- [7] 林坤,麦广铭,王力飞,等.2015—2018 年珠江口近岸海域鱼类群落结构及其稳定性[J].水产学报,2020,44(11):1841-1850.
- [8] 姚艳欣,陈楠生.珠江口及其邻近海域赤潮物种的生物多样性研究进展[J].海洋科学,2021,45(9):75-90.
- [9] 彭松耀,赖子尼,麦永湛.珠江口大型底栖动物数量与生物多样性的分布特征[J].海洋渔业,2019,41(3):266-277.
- [10] 付涛,党浩铭,梁海含,等.珠江口氮磷、重金属的分布及水环境安全评价[J].中南民族大学学报(自然科学版),2023,42(2):157-165.
- [11] 党二莎,唐俊逸,周连宁,等.珠江口近岸海域水质状况评价及富营养化分析[J].大连海洋大学学报,2019,34(4):580-587.
- [12] 张静,邱俊文,陈春亮,等.广东大鹏湾北部海域春秋鱼类群落结构及其与环境因子关系[J].广东海洋大学学报,2020,40(6):43-52.
- [13] 刘文瑜,黄建强,戴国贤,等.珠江口伶仃洋春季鱼类群落结构及其与环境因子的 RDA 分析[J].渔业信息与战略,2023,38(1):32-41.
- [14] PINKAS L, OLIPHANT MS, IVERSONIL K. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in California waters[J]. Fish B-Noaa, 1971, 152(3): 1-105.
- [15] 郭建忠,陈作志,许友伟,等.大亚湾鱼类资源数量的时空分布特征[J].中国海洋大学学报(自然科学版),2018,48(12):47-55.
- [16] SHANNON E C, WEAVER W. The mathematical theory of communication[M]. Illinois: Urbana University of Illinois Press, 1948: 125.
- [17] 李诗佳,施利燕,钟俊生,等.长江口南部水域春、秋季鱼类群

- 落结构比较[J]. 上海海洋大学学报, 2024, 33(1): 135-149.
- [18] 张洪亮, 潘国良, 王伟定, 等. 岱衢洋拖网甲壳动物多样性的季节变化[J]. 海洋与湖沼, 2012, 43(1): 95-99.
- [19] 管伟, 徐兆礼, 陈佳杰. 福建南日岛南部水域鱼类群落结构及多样性[J]. 生态学报, 2017, 37(9): 3172-3181.
- [20] KRUSE M, TAYLOR M, MUHANDO C A, et al. Lunar, diel, and tidal changes in fish assemblages in an East African marine reserve[J]. Reg Stud Mar Sci, 2016, 3: 49-57.
- [21] QUETGLAS A, CARBONELL A, SÁNCHEZ P. Demersal continental shelf and upper slope cephalopod assemblages from the Balearic Sea (North-Western Mediterranean). Biological aspects of some deep-sea species[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2000, 50(6): 739-749.
- [22] 梁森, 姜倩, 孙丽艳, 等. 曹妃甸近岸海域大、中型浮游动物优势种空间生态位研究[J]. 生态环境学报, 2018, 27(7): 1241-1250.
- [23] 李慧婷. 三维场景模型并行处理策略及简化方法研究[D]. 湘潭: 湖南科技大学, 2017: 34-35.
- [24] 詹海刚. 珠江口及邻近水域鱼类群落结构研究[J]. 海洋学报(中文版), 1998, 20(3): 13-19.
- [25] 李永振, 陈国宝, 孙典荣, 等. 珠江口游泳生物组成的多元统计分析[J]. 中国水产科学, 2002, 9(4): 328-334.
- [26] 李开枝, 尹健强, 黄良民, 等. 珠江口伶仃洋海域底层游泳动物的季节变化[J]. 生态科学, 2012, 31(1): 2-8.
- [27] 晏磊, 谭永光, 杨吝, 等. 珠江口水域秋季刺网的渔获组成及多样性分析[J]. 南方水产科学, 2016, 12(1): 111-119.
- [28] ZHOU L, WANG G P, KUANG T X, et al. Fish assemblage in the Pearl River Estuary: spatial-seasonal variation, environmental influence and trends over the past three decades[J]. J Appl Ichthyol, 2019, 35(4): 884-895.
- [29] 裴精花, 陈清华, 范金金, 等. 珠江口海域游泳动物群落结构及多样性特征[J]. 南方农业学报, 2023, 54(12): 3727-3738.
- [30] 鲁文楷, 朱忠胜, 刘飞, 等. 基于体长结构分析的赤水河鱼类禁渔效果评估[J]. 水生生物学报, 2024, 48(8): 1433-1442.
- [31] 张华琨, 王冠, 王秀丽. 热应激对鱼类 *hsp70* 基因和 *caspase-3* 基因影响的研究进展[J]. 河北渔业, 2022(2): 28-32.
- [32] 熊朋莉, 陈作志, 侯刚, 等. 珠江河口棘头梅童鱼生物学特征的年代际变化[J]. 南方水产科学, 2021, 17(6): 31-38.
- [33] 罗峥力, 杨长平, 王良明, 等. 北部湾北部沿岸海域鱼类资源时空分布特征及多样性变化[J]. 南方农业学报, 2023, 54(6): 1847-1857.
- [34] 王玲. 拖网渔业成本收益及其对渔民渔业资源保护意愿的影响研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2020: 16-17.
- [35] 谢志超, 孙典荣, 刘永, 等. 江门海域游泳动物群落组成及其多样性初步分析[J]. 南方水产科学, 2018, 14(5): 21-28.
- [36] 林嵩亮. 珠江口棘头梅童鱼和七丝鲚资源初步评估[J]. 海洋渔业, 1985(1): 3-5.
- [37] 刘修泽, 董婧, 于旭光, 等. 辽宁省近岸海域的渔业资源结构[J]. 海洋渔业, 2014, 36(4): 289-299.
- [38] 张家旭, 张云雷, 刘淑德, 等. 山东近海矛尾虾虎鱼生物学特征及其季节变化[J]. 中国海洋大学学报(自然科学版), 2021, 51(7): 122-130.
- [39] 郑亮. 黄河口海域鱼类群落结构初步研究[D]. 上海: 上海海洋大学, 2014: 35-36.
- [40] 邱永松. 南海北部大陆架鱼类群落的区域性变化[J]. 水产学报, 1988(4): 303-313.
- [41] SHU J Z, BAO Q L, RU W L, et al. A preliminary analysis of fishery resource exhaustion in the context of biodiversity decline[J]. Sci China Earth Sci, 2016, 59(2): 223-235.
- [42] 张永胜, 王太, 虎永彪, 等. 黄河干流盐锅峡-黑山峡段鱼类群落结构与环境因子的关系[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2023, 59(3): 303-313, 321.
- [43] 于南京, 俞存根, 许永久, 等. 舟山群岛外海域春秋鱼类群落结构及生物多样性[J]. 水产学报, 2021, 45(8): 1374-1383.
- [44] 王小荟. 海州湾主要鱼种的空间分布及其与环境因子的关系[D]. 青岛: 中国海洋大学, 2013: 43.
- [45] 梁鹏飞, 张树林, 张达娟, 等. 2021年天津近岸海域鱼类群落结构特征与环境因子的关系[J]. 经济动物学报, 2022, 26(4): 326-334.