doi:10.6043/j.issn.0438-0479. 201612008

**深圳湾福田红树林区小型底栖动物群落研究**

谭文娟1，曾佳丽1，李晨岚1，饶义勇1，陈昕韡1，蔡立哲1,2\*

[[1]](#footnote-2)(1. 厦门大学环境与生态学院，2. 滨海湿地生态系统教育部重点实验室(厦门大学)，

福建 厦门 361102)

**摘要：**小型底栖动物是构成底栖食物网的基本环节。由于小型底栖动物种类繁多、丰度极高、生活周期短，因而它们的代谢活动直接关系着生态系统内物质的代谢和营养元素的再生。迄今为止，除了自由生活线虫外，尚未见有关深圳湾小型底栖动物群落的报道。为揭示深圳湾福田红树林区小型底栖动物群落的时空变化，在深圳湾福田红树林区3个取样站进行了3次（3个季节）的定量取样。结果表明，共发现小型底栖动物7个类群，包括自由生活线虫、多毛类、寡毛类、双壳类、腹足类、底栖桡足类和昆虫类，还有少许未定类群，归为其他类。线虫是优势类群，线虫/桡足类比值（*N/C*）高。小型底栖动物的平均丰度为1572±389 ind./(10 cm2) ，平均生物量为814±308 µg(dwt)/10 cm2。单变量双因素方差分析表明，不同取样站和季节小型底栖动物群落的类群数和丰度无显著差异；小型底栖动物群落的生物量、类群多样性指数(*H’*)、均匀度指数（*J*）和丰富度指数（*d*）呈显著季节变化，但取样站之间无显著差异。上述结果表明，与深圳湾福田红树林区大型底栖动物一样，小型底栖动物优势类群呈现较高的栖息密度和较低的类群多样性指数值。

**关键词：**小型底栖动物；群落；红树林区；深圳湾

**中图分类号：**Q178.1 **文献标志码：**A

红树林生态系统是生长在热带、亚热带海湾和河口区的木本植物群落，处于海洋、陆地、大气的动态交界面，周期性遭受海水浸淹的潮间带环境，使其在结构和功能上既不同于海洋生态系统，也不同于陆地生态系统[1]。小型底栖动物(meiofauna)是指分选时能通过孔径为0.5 mm的套筛，而被孔径为0.042 mm的套筛所截留的底栖动物[2]。小型底栖动物具有个体小、分布广、数量大等特点，是红树林湿地生态系统的重要组成部分，在底栖生态系统的物质循环和能量流动中发挥着重要作用，是近岸海域环境污染监测的良好生物指标[3]。

深圳湾位于珠江口内伶仃洋东岸，位于香港和深圳之间，地理坐标约为113˚53′- 114˚05′ E，22˚30′- 22˚39′N，面积75 km2，是我国南部重要湿地，也是我国唯一在城市腹地的国家级自然保护区[4]。关于深圳湾，许多学者从多学科的角度对生物入侵[4]、重金属及其生态危害[5]等进行了研究，并出版了多部专著[2, 4]。关于深圳湾大型底栖动物的研究论文至少有30篇以上，主要集中在大型底栖动物群落生态、种群生态和污染生态三个方面[2]。对于深圳湾红树林湿地（包括潮间带）小型底栖动物的研究，仅见深圳河口福田泥滩海洋线虫的种类组成及季节变化[6]，以及22个属的图文描述[2, 4]。本研究的目的在于研究深圳湾北岸红树林区小型底栖动物群落的时空变化，以及初步探讨小型底栖动物群落参数与大型底栖动物群落参数以及有机碳之间的相关关系，以期为深圳湾底栖动物多样性、红树林保护区管理和后续的小型底栖动物研究提供基础资料。

1 材料与方法

1.1 取样区域和时间

在深圳湾北岸福田红树林区布设了3个小型底栖动物取样站，即A、F、S取样站，其中A取样站位于观鸟屋红树林区，F站位于凤塘河口红树林区，S位于沙嘴红树林区(图1)。每个取样站采集3个平行样。采样时间为2015年8月（夏季）、11月（秋季）和2016年2月(冬季)。

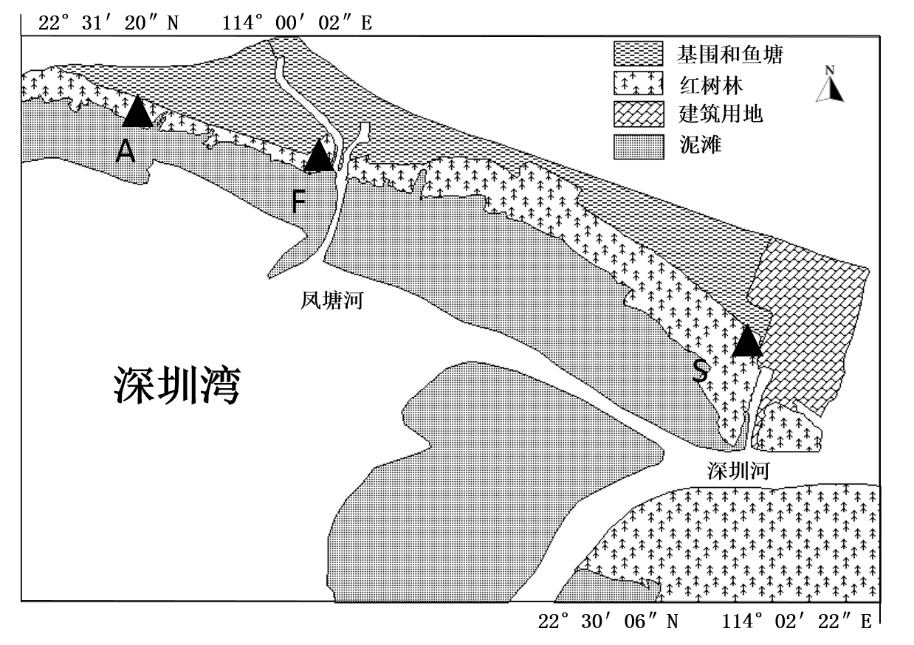


图1 深圳湾福田红树林区小型底栖动物取样站示意图

Fig.1 Meiofaunal sampling stations in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

1.2 野外采样及室内分选

在低潮时，在3个取样站选取表面较平整且未受扰动的沉积物表面采集，每个取样站用内径为2.9 cm（注射器改造而成）的采样管分别采集3管，取样深度约为9 cm，每管沉积物分别转移至250 mL塑料广口瓶中，用体积分数为5%的甲醛溶液进行固定。将固定好的样品带回实验室有待进一步处理。

在室内进行小型底栖动物的分选时，将样品摇匀后倒在0.500 mm孔径和0.042 mm孔径的套筛上，用自来水冲洗样品，直至大部分粘土和粉砂被除尽，用密度为1.15 g/mL的Ludox-TM溶液将0.042 mm孔径的网筛上的沉积物全部转移到50 mL离心管中，以5000 r/min的转速离心5 min，重复离心3次，轻轻倒出上清液，通过0.042 mm网筛，将所截留的沉积物转移到划有等宽硅胶条的培养皿中。最后，在SMZ-168体视显微镜下对小型底栖动物进行分类计数。

1.3 数据处理

本研究中对数据的处理和分析主要包括采用Excel软件计算和分析小型底栖动物的类群数、丰度和生物量。运用PRIMER 5.0软件计算小型底栖动物群落的类群多样性指数，具体公式如下：

丰富度指数为：*d* = (*G*-1) / log2 *N*

均匀度指数为：*J* = *H'* / log2 *G*

Shannon-Wiener物种多样性指数为：*H'* =－(*Ni* /*N*)log2 (*N*i /*N*)

式中:*G* 为类群数，*N* 为个体总数，*Ni*为样品中观察到第 i 个类群的个体数

运用SPSS 19.0软件中的单变量双因素方差分析(univariate two-way ANOVA tests)，比较不同取样站和季节之间小型底栖动物群落参数（类群数、丰度、生物量、类群多样性指数、均匀度指数和丰富度指数）是否存在显著差异。

线虫、多毛类、寡毛类、桡足类的生物量测定方法采用换算法，方法以《海洋调查规范第6部分：海洋生物调查GB/T 12763.6-2007》为依据。其他类群的个体干重参照Jario[8]、Widbom[9]和张志南[10]的研究结果（表1）。

表1 小型底栖动物各类群的个体平均干重

Tab. 1 Individual average dry weight of each meiofaunal group

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| 类群 | 个体平均干重/µg | 类群 | 个体平均干重/µg |
| 线 虫 Nematoda | 0.38 | 昆虫类 Insecta | 3.50 |
| 桡足类 Copepoda | 2.66 | 腹足类 Gastropoda | 4.18 |
| 寡毛类 Oligochaeta | 5.08 | 双壳类 Bivalvia | 4.20 |
| 多毛类 Polychaeta | 12.12 | 其他类 Others | 3.50 |

2 结果

2.1 深圳湾福田红树林区小型底栖动物的类群和丰度组成

在深圳湾福田红树林区3个季节3个取样站共发现7个小型底栖动物类群，包括自由生活海洋线虫、多毛类、寡毛类、双壳类、桡足类、昆虫类和腹足类，还有少许未定类群归为其他类。从季节上看，夏季发现的类群数最多，达6个类群；秋季和冬季发现的类群数均为5个类群。从取样站上看，S取样站的类群数最多，为7个类群，A取样站次之，F取样站最少，仅5个类群（图2）。

图2 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节小型底栖动物的类群数

Fig.2 Group numbers of meiofauna in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

深圳湾福田红树林区3个季节3个取样站小型底栖动物平均丰度为1572±409 ind./10 cm2。小型底栖动物丰度最高值出现在冬季的F取样站，为3362±1931 ind./10 cm2，最低值在夏季的S取样站，为824±289 ind./10 cm2。从季节平均值看，冬季小型底栖动物丰度较高，达2131±1130 ind./10 cm2，夏季较低为1379±541 ind./10 cm2。从取样站平均值看，F取样站小型底栖动物丰度最高，为2034±1151 ind./10 cm2，A取样站次之，为1429±415 ind./10 cm2，S取样站最低，为1254±563 ind./10 cm2（图3）。

图3 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节小型底栖动物的丰度（A、F和S为取样站）

Fig. 3 Meiofaunal abundances in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

深圳湾福田红树林区小型底栖动物丰度的类群组成线虫占优势，3个季节3个取样站线虫总平均丰度占小型底栖动物丰度的97.27%，寡毛类、底栖桡足类、多毛类、其他类、昆虫类、双壳类和腹足类，总平均百分比分别为1.87%、0.46%、0.27%、0.06%、0.05%、0.02%和0.01%。冬季A取样站线虫丰度占小型底栖动物丰度百分比较低，仅91.85%，寡毛类和底栖桡足类丰度占小型底栖动物丰度百分比较高，分别为3.63%和3.32%；冬季另2个取样站，即F和S取样站寡毛类丰度占小型底栖动物丰度百分比也较高，分别为2.85%和3.47%（图4）。

对深圳湾红树林区不同季节不同取样站小型底栖动物的类群数、丰度进行单变量双因素方差分析。结果表明，不同季节和不同取样站之间小型底栖动物的类群数无显著差异，但取样站×季节之间小型底栖动物的类群数呈极显著差异；不同季节、不同取样站、取样站×季节之间小型底栖动物的丰度没有显著性差异（表2）。

图4 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节小型底栖动物的丰度百分比（A、F和S为取样站）

Fig.4 Percentage of group abundances of meiofauna in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

表2 深圳湾福田红树林区小型底栖动物群落参数单变量双因素方差分析的F和P值

Tab.2 F and P values for community parameters of meiofauna between seasons and sampling stations in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

|  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- | --- |
| 参数 | 季节 | |  | | 取样站 | |  | | 季节 × 取样站 | |
| F | P | | F | | P | | F | | P. |
| 类群数 | 1.220 | 0.386 | | 0.136 | | 0.877 | | 4.658 | | 0.009\*\* |
| 丰度 | 2.855 | 0.084 | | 1.856 | | 0.185 | | 2.081 | | 0.126 |
| 生物量 | 6.198 | 0.006\*\* | | 2.061 | | 0.156 | | 1.395 | | 0.275 |
| 多样性指数 | 18.366 | <0.001\*\* | | 0.298 | | 0.297 | | 2.537 | | 0.076 |
| 均匀性指数 | 12.710 | <0.001\*\* | | 0.273 | | 0.785 | | 1.225 | | 0.335 |
| 丰富度指数 | 3.912 | 0.039\* | | 1.671 | | 0.216 | | 3.593 | | 0.025\* |

注：P为差异值，F为组间比较值；\*表示显著差异在0.05水平，\*\*表示显著差异在0.01水平。

2.2 深圳湾福田红树林区小型底栖动物的生物量

深圳湾福田红树林区3个季节3个取样站小型底栖动物平均生物量为814±236 µg(dwt)/10 cm2。小型底栖动物生物量最高值出现冬季的F取样站，为1960±1190 µg(dwt)/10 cm2，最低值在夏季的S取样站，为345±119 µg(dwt)/10 cm2。从季节平均值看，冬季小型底栖动物丰度较高，达1133±126 µg(dwt)/10 cm2，秋季较低为559±120 µg(dwt)/10 cm2。从取样站平均值看，F取样站小型底栖动物丰度最高，为1082±761 µg(dwt)/10 cm2，A取样站次之，为723±144 µg(dwt)/10 cm2，S取样站最低，为638±431 µg(dwt)/10 cm2（图5）。单变量双因素方差分析表明，不同季节小型底栖动物的生物量呈显著差异，不同取样站、取样站×季节之间小型底栖动物的生物量没有显著差异（表2）。

图5 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节小型底栖动物的生物量（A、F和S为取样站）

Fig. 5 Meiofaunal biomass in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

深圳湾福田红树林区小型底栖动物生物量的类群组成线虫占优势，3个季节3个取样站总平均生物量占小型底栖动物生物量的71.58%，寡毛类、多毛类、底栖桡足类、昆虫类、其他类、双壳类和腹足类，总平均百分比分别为18.87%、6.35%、2.36%、0.36%、0.29%、0.14%和0.05%。冬季A取样站线虫生物量占小型底栖动物生物量百分比较低，仅47.02%，寡毛类、多毛类和底栖桡足类生物量占小型底栖动物生物量百分比较高，分别为24.85%、15.18%和11.90%；冬季另2个取样站，即F和S取样站寡毛类生物量占小型底栖动物生物量百分比也较高，分别为24.86%和29.44%（图6）。

图6 深圳湾红树林区不同取样站和季节小型底栖动物的生物量百分比（A、F和S为取样站）

Fig.6 Percentage of group biomass of meiofauna in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

2.3 深圳湾红树林区小型底栖动物群落的类群多样性

深圳湾福田红树林区小型底栖动物群落的类群多样性指数（*H’*）和均匀度指数（*J*）具有相似的规律性，从3个取样站平均值来看，均是A、F取样站高，S取样站低，从季节平均值来看，均是冬季最高，秋季次之，夏季最低（图7）。而类群丰富度指数从站位平均值来看， A取样站高，S取样站次之，F取样站最低，从季节平均值来看，冬季高，夏、秋季低（图8）。单变量双因素方差分析结果表明小型底栖动物群落的类群多样性指数(*H’*)、均匀度指数（*J*）和丰富度指数（*d*）呈显著季节变化，但取样站之间无显著差异；取样站×季节之间小型底栖动物群落的多样性指数和均匀度指数无显著差异，取样站×季节之间小型底栖动物群落的丰富度指数呈显著差异（表2）。

图7 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节的类群多样性指数（*H’*）和均匀度指数（*J*）

Fig.7 Group diversity index (*H’*) and evenness index (*J*) in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

图8 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节的类群丰富度指数（*d*）

Fig. 8 Group richness index (*d*) in diﬀerent sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

2.4 深圳湾红树林区自由生活线虫与底栖桡足类的比值（N/C）

深圳湾红树林区夏季三个取样站、秋季A取样站和冬季S取样站的自由生活线虫和底栖桡足类的比值（N/C）均很高，均超过1000；在秋季S取样站没有发现底栖桡足类；冬季A取样站的N/C比值较低，仅28（表2）。

表2 深圳湾福田红树林区不同取样站不同季节的N/C比

Tab. 2 Ratio of Nematode/Copepod (N/C) in different sampling stations and seasons in Futian mangrove area of Shenzhen Bay

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| 取样站 | 夏季 | 秋季 | 冬季 | 平均 |
| A | 1253 | 1212 | 28 | 831 |
| F | 2755 | 183 | 213 | 1050 |
| S | 1620 | - | 1200 | 940 |

注：-没有发现底栖桡足类。

3 讨 论

3.1深圳湾红树林区小型底栖动物群落的环境效应

福建洛阳江口红树林区[11]、厦门同安湾下潭尾红树林湿地[12]的小型底栖动物类群分别有10个和9个类群，可见，深圳湾福田红树林区7个小型底栖动物类群是偏少的，且双壳类和腹足类的丰度很低，其平均丰度仅分别占小型底栖动物总平均丰度的0.02%和0.01%。位于凤塘河口红树林区的F取样站的小型底栖动物类群数是3个取样站最少的，丰富度指数也是3个取样站最低的。深圳湾福田红树林区小型底栖动物的群落特征与大型底栖动物的群落特征是相似的，即深圳湾福田潮间带泥滩的大型底栖动物群落种类较少，种类多样性指数较低，优势种呈现较高的种群密度[7]。深圳湾福田潮间带大型和小型底栖动物的群落特征受周边环境的影响。深圳湾凤塘河及其支流自北向南从福田红树林保护区中间穿过，是红树林湿地内最大的污染源，污染和淤积情况较为严重，支流的淤积高程达到0.4 m[13]。深圳湾福田潮间带靠近居民居住密集区，受生活污水排放影响，有机质含量高，沉积颗粒细[14]。越靠近深圳河口，潮间带沉积物有机质含量越高，大个体底栖动物栖息密度越低[15]。Warwick[16]的研究也表明受污染影响，大型底栖动物生物量占优势的大个体消失，在栖息密度上占优势的是个体较小的、生命周期短的物种。受集美污水处理厂的影响，在集美凤林人工红树林区只发现小型底栖动物5个类群[17]。受有机质污染的东寨港红树林湿地也只发现小型底栖动物6个类群[18]。

有机质含量较高的红树林区，小型底栖动物丰度较高，但类群多样性指数较低。本研究小型底栖动物的平均丰度达1572 ind./10 cm2，总平均类群多样性指数仅0.094。东寨港红树林区小型底栖动物的总栖息密度为1082 ind./10 cm2，总平均类群多样性指数仅0.27[18]。集美凤林人工红树林区有机质含量较翔安人工红树林区高，因此，集美凤林人工红树林区小型底栖动物的平均栖息密度为1378 ind./10 cm2，比翔安人工红树林区小型底栖动物平均栖息密度1214 ind./10 cm2高[17]。但若是海岸工程等的影响，则小型底栖动物栖息密度低，如在古巴南部红树林湿地，受人类定居，水土流失，红树林退化等的影响，小型底栖动物的栖息密度较低[19]。小型底栖动物群落栖息密度受有机质含量影响的现象，在大型底栖动物多毛类小头虫（*Capitella capitata*）也被发现，如深圳湾潮间带泥滩小头虫栖息密度与有机质含量呈正相关关系[14]。与1997年在深圳湾福田潮间带获得的自由生活线虫平均栖息密度(461 ind./10 cm2) 相比[6]，本文的自由生活线虫平均栖息密度（1528 ind./10 cm2）高很多，这主要有2个原因，一是原来的有机质含量较低，1994年有机质含量在2.00%-3.20%之间[6]，而受污染的影响，深圳湾的有机质含量升高，李存焕等[20]2009-2011年在深圳湾凤塘河和沙嘴（与本研究的取样站接近）测定的有机质含量在3.00%-6.00%之间。二是当时线虫分选时是采用挑选，而本文是采用Ludox-TM溶液和离心分选，漏选的线虫比较少。

3.2自由生活线虫与底栖桡足类比值（N/C）的污染指示作用

海洋自由生活线虫和桡足类是绝大多数海域小型底栖生物的优势类群。底栖线虫和桡足类的丰度比值，即Nematode/Copepod（简写为N/C），作为海洋环境有机质富营养化的指标，在我国已应用于厦门海域潮间带[21]、厦门集美红树林湿地[17]、天津海域[22]等。厦门潮间带除了鸡屿中潮区和低潮区N/C比值分别为42.0和53.3外，厦大海边低潮区N/C比值均在2.6以下，表明厦大海边低潮区未受明显污染[21]。厦门集美红树林湿地由于受到污水处理厂废水排放和居民区生活污水排放的影响，N/C比值（76.60）高于未受污水排放的翔安红树林湿地的N/C比值（18.06）[17]。海南东寨港红树林湿地除A站位N/C比值较低外，其他采样站位N/C比值均较高，表明东寨港红树林区受到了有机质污染[18]。深圳湾福田红树林区N/C比平均值高达940，从小型底栖动物群落方面反映了深圳湾福田红树林区存在一定程度的污染，这与大型底栖动物的研究结果是一致的，大型底栖动物污染指数（MPI）和海洋底栖生物指数（AMBI）值表明70%以上的取样站次受中度和严重扰动[2]。Schratzberger 和Warwick[23]提出，中等频率的扰动能使自由生活的海洋线虫达到高的丰度，而低频率和高频率的扰动则会使线虫的丰度降低。

当然，N/C比值作为海洋环境有机质富营养化的指标存在一些争论。Findlay[24]认为，N/C比值随着沉积物粒径的减小而增大，且受到有机污染的潮间带中，这个比值特别高，在未受污染的潮间带，即使是泥质底，这个比值也很低，不会超过100。Warwick[25]指出当N/C比值在细沉积环境中高于40，在砂质沉积物中高于10时，即可推断此生境受到有机污染。郭玉清等[26]应用 N/C比值进行渤海湾沉积物有机污染评价时，在同一站位N/C比值波动较大。N/C比值结果与哈肯逊潜在生态风险指数（Hakanson potential ecological risk index）的结果不同[27]。Rubal等[28]研究了采样方法对N/C比值临界值的影响，临界值均低于100。将N/C值用于环境监测的研究较多，但是并无统一的评判标准[22]。最初人们对N/C值划分为2级表示有机污染的程度，若该比值大于100可判定该区域受到有机污染[29-31]。我们认为，潮间带存在生境多样性，生境不同，判定标准也需不同，且潮间带和潮下带的判定标准也不同，这需要进一步的研究。

综上所述，无论是深圳湾福田红树林区的小型底栖动物栖息密度，还是N/C比值，均反映了深圳湾福田红树林区小型底栖动物群落类群较少，类群多样性指数较低的特征，也与大型底栖动物群落特征和有机质含量特征一致。

**参考文献：**

[1] 曹启民，郑康振，陈耿，等. 红树林生态系统微生物学研究进展[J]. 生态环境，2008, 17(2): 839-845.

[2] 蔡立哲. 深圳湾底栖动物生态学[M]. 厦门: 厦门大学出版社，2015: 1-303.

[3] COULL B C. Role of meiofauna in estuarine soft‐bottom habitats[J]. Australian Journal of Ecology, 1999, 24(4): 327-343.

[4] 王伯荪，廖宝文，王勇军，等. 深圳湾红树林生态系统及其持续发展[M]. 北京: 科学出版社，2002: 1-362.

[5] 李瑞利，柴民伟，邱国玉，等. 近50年来深圳湾红树林湿地Hg，Cu累积及其生态危害评价[J]. 环境科学，2012, 33(12): 4276-4283.

[6] 蔡立哲，厉红梅，邹朝中. 深圳河口福田泥滩海洋线虫的种类组成及季节变化[J]. 生物多样性，2000, 8(4): 385-390.

[7] 蔡立哲，周时强，林鹏，等. 深圳湾福田潮间带泥滩大型底栖动物群落生态特点，中国湿地研究和保护[M]. 上海: 华东师范大学出版社，1998, 113-121.

[8] JARIO J V. Nematode species composition and seasonal flucturation of a sublittoral meiofluna community in the german bight[J]. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh, 1975, 15: 283-337.

[9] WIDBOM B. Determination of average individual dry weight and ash-free dry weight in different sieve fractions of marine meiofauna[J]. Marine Biology, 1984, 84: 101-108.

[10] 张志南，周红，于子山，等. 胶州湾小型底栖生物的丰度和生物量[J]. 海洋与湖沼，2001, 32 (3): 139-147.

[11] 常瑜，郭玉清. 福建洛阳江口红树林小型底栖动物的研究[J]. 集美大学学报（自然科学版），2014, 19(1): 7-12.

[12] 陈昕韡，李想，曾佳丽，等. 厦门同安湾下潭尾人工红树林湿地小型底栖动物群落研究[J]. 厦门大学学报(自然科学版)，2017: 在线优先发表

[13] 刘莉娜，陈里娥，韦萍萍，等. 深圳福田红树林自然保护区的生态问题及修复对策研究[J]. 海洋技术，2013, 32(2): 125-132.

[14] CAI L Z, HWANG J S, DAHMS H U, et al. Does high organic matter content affect polychaete assemblages in a Shenzhen bay mudflat, China?[J]. Journal of Marine Science and Technology, 2013, 21: 274-284.

[15] 蔡立哲，陈昕韡，吴辰，等. 深圳湾潮间带1995-2010年大型底栖动物群落的时空变化[J]. 生物多样性， 2011, 19(6): 702-709.

[16] WARWICK R M. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities[J]. Marine Biology, 1986, 92(4): 557-562.

[17] ZHOU X P, CAI L Z, FU S J. Comparison of meiofaunal abundance in two mangrove wetlands in Tong’an Bay, Xiamen, China[J]. Journal of Ocean University of China, 2015, 14(5): 816-822.

[18] 刘均玲，黄勃，梁志伟. 东寨港红树林小型底栖动物的密度和生物量研究[J]. 海洋学报，2013, 35(2): 187-192.

[19] ARMENTEROS M, MARTIN I, WILLIAMS J P, et al. Spatial and temporal variations of meiofaunal communities from the western sector of the gulf of Batabano´ , Cuba.I. mangrove systems[J]. Estuaries and coasts, 2006, 29(1): 124-132.

[20] 李存焕, 王庆, 张文静, 等. 深圳湾红树林保护区土壤营养状况研究[J]. 广东农业科学，2013, 40(13): 53-56.

[21] 蔡立哲，李复雪. 厦门潮间带泥滩和虾池小型底栖动物类群的丰度[J]. 台湾海峡，1998, 17(1):91-95.

[22] 张青田，王新华，胡桂坤. 底栖线虫和桡足类丰度比与环境的关系分析[J]. 南开大学学报（自然科学版），2013, 45(5): 52-57.

[23] SCHRATZBERGER M, WARWICK R M. Effects of the intensity and frequency of organic enrichment on two estuarine nematode communities[J]. Marine Ecology Progress Series, 1998, 164: 83-94.

[24] FINDLAY S.E.G. Small scale spatial distributions of meiofauna on a mud and sandflat[J]. Estuarine Coastal Shelf Science, 1981, 12: 471-484.

[25] WARWICK R M. The nematode /copepod ratio and its use in pollution ecology[J]. Marine Pollution Bulletin, 1981, 12: 329-333.

[26] 郭玉清，张志南，慕芳红. 渤海海洋线虫与底栖桡足类数量之比的应用研究[J]. 海洋科学，2002, 26(12): 27-31.

[27] MORENO M, SEMPRUCCI F, VEZZULLI L, et al. The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems[J]. Ecological Indicators, 2011, 11(2): 328-336.

[28] RUBAL M, VEIGA P, BESTEIRO C. Nematode/copepod index: importance of sedimentary parameters, sampling methodology and baseline values. Thalassas, 2009, 25(1): 9-18.

[29] TSUJINO M. Estimation of bottom conditions by using the benthos in Hiuehi-Nada and Bingo-Nada of the Seto inland Sea [J]. Nippon Suisan Gakkaishi, 2008, 74 (6): 1045-1051.

[30] RAFFAELLI D. G., MASON C. F. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods[J]. Marine Pollution Bulletin., 1981, 12: 158-163.

[31] RIERA R, SANCHEZ-JEREZ P, RODRÍGUEZ M, et al. Long-tern monitoring of fish farms: Application of Nematode/Copepod index to oligotrophic conditions[J]. Marine Pollution Bulletin, 2012, 64: 844-850.

**Benthic Meiofauna Communities in Shenzhen Bay Futian Mangrove Area**

TAN Wenjuan1, ZENG Jiali1, LI Chenlan2, RAO Yiyong1, CHEN Xinwei1, CAI Lizhe1, 2\*

1. College of the Environment & Ecology, Xiamen University, 2. Key Laboratory of the Coastal and Wetland Ecosystems (Xiamen University), Ministry of Education, Xiamen 361102, China)

**Abstract：**Benthicmeiofauna is considered to be an important link in benthic food web. Due to its high diversity, enormous quantity and short life cycle, its metabolic activity directly influences metabolism and regeneration of nutrients in ecosystem. Besides free-living marine nematode, meifaunal communities in Shenzhen Bay mangrove area have not been reported up to now. To probe the spatial and temporal variations of meiofaunal communities in Futian mangrove area, meiofauna was investigated in three sampling stations in three seasons. The result showed that seven meiofaunal groups were found. They were free-living marine Nematoda, Polychaeta, Oligochaeta, Bivalvia, Gastropoda, benthic Copepoda and Insecta. Nematoda is the dominant group and nematode/copepod ratio is high. Some unidentified groups were classified as others. The average abundance and biomass of meiofauna was 1572.40±388.93ind./10 cm2 and 814.23±308.82 µg(dwt)/10 cm2 respectively. Two-way ANOVA tests showed that there were no significant differences in group numbers and meiofunal abundance among seasons and sampling stations. The meiofunal biomass, group Shannon-Wiener index (*H’)*, evenness index (*J*) and abundance index (*d)* were significantly difference among seasons, while no significantly difference among sampling stations. These results indicated that the dominant meifaunal group was higher density and lower value for group Shannon-Wiener index as well as benthic macrofauna in Shenzhen Bay Futian mangrove area.

**Key words：**benthicmeiofauna; community; mangrove area; Shenzhen Bay

1. [↑](#footnote-ref-2)