双台子河口砂质潮间带小型底栖动物的群落结构及其对环境的响应*

杨纯懿[1] 张龙辉[2] 杜永芬[3①] 吴亚平[1] 张安国[4] 袁秀堂[4]

(1. 河海大学海洋学院 南京 210098; 2. 南京大学地理与海洋科学学院 南京 210023;
3. 南京师范大学海洋科学与工程学院 南京 210023; 4. 国家海洋环境监测中心 大连 116023)

摘要 潮间带是典型的陆海交互区, 其生物群落及其环境具有典型性特征。海洋小型底栖动物具有极高的群落多样性和环境适应性, 但是其时空分布特征以及与环境因子的关系研究具有区域局限性。2017 年春季(5 月)、夏季(8 月)和秋季(10 月)于我国纬度最高的双台子河口潮间带, 布设 7 个断面, 21 个站位, 进行了小型底栖动物和沉积环境的定量采样与分析。共检获 7 个小型底栖动物主要类群, 总平均丰度和生物量分别为(3530±1474)ind./10cm^2 和(1836.5±976.3)μg dwt/10cm^2, 其中海洋线虫为最优势类群, 平均丰度和生物量分别占 96.6%和 72.1%, 其次是双壳类和桡足类。丰度/生物量的季节波动小, 自陆向海略呈降低趋势(高位≥中位>低位), 统计分析表明其与中值粒径和和叶绿素 *a* 含量显著相关。小型底栖动物群落受季节和潮位影响显著, Bio-env 分析显示相关性最高的环境因子组合为沉积物中值粒径、叶绿素和脱镁叶绿酸含量。海洋线虫与桡足的比值(N/C)评估显示该区域存在有机污染, 且研究区西部最严重, 与同区有机污染物的环境评价结果较为一致, 说明其在生物监测中具有重要意义。

关键词 双台子河口; 砂质潮间带; 小型底栖动物; 群落结构
中图分类号 Q178.4 doi: 10.11693/hyhz20191000202

海洋小型底栖动物(简称小型动物)指分选时通过 0.5mm 孔径网筛但被 0.042mm(深海研究用 0.031mm)孔径网筛截留的后生动物, 主要包括自由生活海洋线虫、桡足类、涡虫类、动吻类和多毛类等(Higgins *et al*, 1988; Giere, 2009)。在底栖生态系统中, 小型动物与底栖细菌、微藻和原生动物等微型生物组成底栖小/微食物网(杜永芬等, 2011), 其本身又是许多经济鱼、虾和贝类幼体的优质饵料, 因此, 小型底栖动物在底栖生态系统的物质循环和能量流动中发挥重要作用(张志南等, 2017)。另外, 小型动物组成多样, 在普遍接受的 34 个动物门类中, 至少有 22 个门类属于小型动物类群; 小型动物的优势类群海洋线虫具有独特的生殖对策, 生命周期短, 繁殖速度快, 终生底栖, 便于取样和实验室培养等特征, 使其成为海洋环境监测、生态系统演变与健康评估的理想指示类群(Hua *et al*, 2016; Du *et al*, 2018)。因此海洋小型底栖动物的群落分布特征, 及其在生态环境评估的应用在基础研究和应用领域一直备受重视(Alves *et al*, 2013, 2015)。

潮间带是指平均最高潮位和平均最低潮位之间的海岸区域, 由于地处海陆交界, 水体呈现周期性地涨落, 沉积物规律性的被淹没或暴露在空气中, 环境(温度, 盐度, 沉积物粒度分布等)梯度变化明显。潮间带海洋沉积物能有效聚集、储存有机质, 为生物的生长繁殖提供重要的物质和能量来源, 是碳循环中重要的源/汇区(Ridgwell *et al*, 2005)。该区域不仅为

* 国家自然科学基金项目, 41576154 号; 海洋公益性行业科研专项经费项目, 201305043 号。杨纯懿, 硕士研究生, E-mail: ycyhohai@163.com
① 通信作者: 杜永芬, 博士, 副教授, E-mail: duyongfen@nju.edu.cn
收稿日期: 2019-10-31, 收修改稿日期: 2020-03-09

生物提供了多样化的栖居场所，也是净化污水，削弱陆源污染物入海通量的一道屏障(刘海滨等，2007)。因此潮间带生物资源特征、生态系统过程与机理、生态环境监测与评估等研究，被列为海岸带研究的核心内容，其中小型底栖动物的资源动态和群落结构是重要研究之一(张艳等, 2009; Giere, 2009)。

双台子河口(40°45′—40°51′N, 121°28′—121°44′E)位于渤海辽东湾，主要由三条河流(双台子河，大辽河和大凌河)冲积作用形成，面积约 6.7×10^4 hm^2，占滩涂总面积的 56% (Yang *et al*, 2015)。作为我国最北端的河口潮间带，每年 11 月份中下旬进入冰期，至来年 3 月结束。潮流性质属于正规半日潮流，潮流基本属往复流型。潮间带较为平缓，属典型光滩(吴冠等, 1991)，文蛤等埋栖性贝类资源丰富(Zhang *et al*, 2016)。潮上带被开垦修建了大量的虾蟹田和海参养殖池，资源开发和滥捕使滩涂生态系统遭到一定程度的破坏。本研究对双台子河口潮间带小型动物群落结构和时空分布，进行了描述和定量分析，是我国纬度最高并具有冰期的潮间带数据的首次报道；同时应用小型动物特点对其环境状况进行了环境评估。研究结果不仅丰富了我国海岸带研究的基础资料，也为环境监测与管理提供了基础理论数据支持。

1　材料与方法

1.1　样品采集

研究区域位于双台子河口潮间带的中低潮区，垂直于海岸线每隔 2km 布设一个断面，共 7 条断面，依次标记为 A、B……G；平行于海岸线在每个断面上，每隔 1km 左右布设一个站位，每条断面设置 6—9 站位。综合考虑工作量和代表性，本研究在每个断面选取 3 个站位(共计 21 个站位)，最大程度的覆盖研究区，并分别代表高位、中位、低位区域(图 1)。

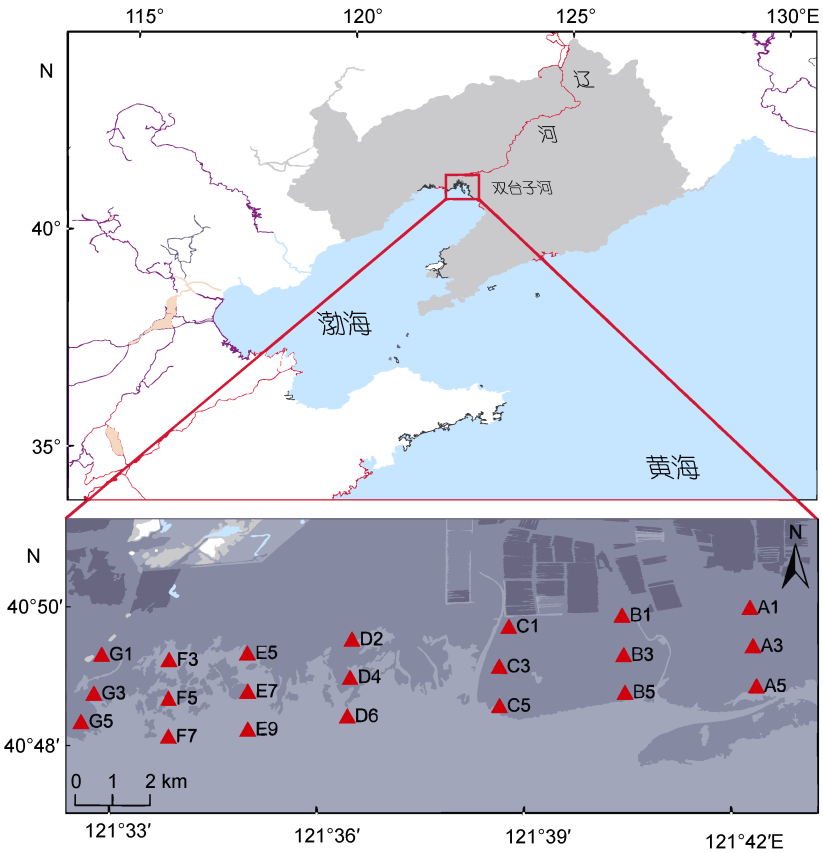

图 1　研究区域与站位分布

Fig.1　The study area and sampling sites

注：红色三角形表示站位; A, B … G 为断面

分别于 2017 年 5 月 10—13 日、8 月 21—25 日和 10 月 20—24 日大潮期间，在采样区设定的站点，选取未经扰动的沉积物，用内径为 2.9cm 的注射器改造的采样管，采集 0—5cm 芯样 8 个，以减少生物斑

块分布的影响, 其中每 2 个芯样合并为 1 个平行样, 现场用福尔马林溶液(*V*/*V*, 10%)固定后用于小型底栖动物分析(Somerfield *et al*, 1996)。同时, 采集深度为 5cm 沉积物样品, 用黑色密封袋包装后, –20°C 冷冻保存, 用于叶绿素 *a* (chl *a*)、脱镁叶绿素 *a* (Phae)、粒度、有机质及含水量分析。将温度计插入沉积物下约 5cm 深处, 现场测定沉积物温度。以现场挖穴(25cm×25cm×30cm)渗出的海水采集水样, 低温静置 24h 后, 常温下使用手持盐度计(MASTER-S/Mill α, ATAGO)测定盐度, 重复 3 次, 取平均值作为沉积物盐度。

1.2 实验室分析

小型底栖动物的提取采用 Ludox 密度梯度离心法(Giere, 2009; Liu *et al*, 2015)。据 Somerfield 等(1996)采样原则和分析要求, 室内分样以不低于 200 条海洋线虫为原则(低于 200 条取全样)。对研究区单个野外平行样抽样, 分选获得的海洋线虫的数量为 3000—6000 条, 因此统一取分样 10%用于分析。样品用福尔马林溶液浓度(5%)定容到 200mL, 颠倒混合均匀后取 20mL 分样, 经由 500μm 和 31μm 的孔径的套筛冲洗过滤后, 用 Ludox^{TM} 硅胶溶液(1.15g/mL)将 31μm 孔径网筛上的滞留物全部转移至离心管中(硅胶液与滞留物的体积比例大于 3∶1), 低速离心(1800r/min, 10min); 离心后的上清液移出至烧杯, 再加入 3 倍于沉积物的 Ludox 液, 与沉积物充分混合后离心, 取上清液; 重复离心提取 3 次。将 3 次离心获取的上清液合并, 31μm 孔径网筛过滤, 用自来水反复冲洗, 最后将滞留物全部转移至培养皿中, 在解剖镜下按类群分选、鉴定和计数(Du *et al*, 2009)。

粒度分析采用马尔文激光粒度仪(Mastersizer 3000)进行, 取 2—3g 沉积物样品, 添加分散剂分散完全后上机测定。chl *a* 和 Phae 用分光光度法测定, 取 3—5g 冷冻的沉积物样品至 50mL 离心管, 加入 10mL 浓度 90%的丙酮溶液, 低温避光萃取 24h 后离心(4000r/min, 15min)后, 取上清液并用 90%丙酮溶液定容后, 用分光光度仪(UV1750, SHIMADEZU)测定计算 chl *a* 和 Phea 含量(Environmental Sciences Section Inorganic Chemistry Unit, 1991), 其中 Phae 采用王荣(1986)修正的方法。含水量(WC)以沉积物烘干(60°C, 72h)前后质量的减少来计算。有机质含量(TOM)采用马弗炉烧失量法。沉积物样品先置于 60°C 烘箱中烘干至恒重(约 72h), 然后以烘干样品在马弗炉灼烧(550°C)2h 后的烧失量, 确定样品的有机质含量(Heiri *et al*, 2001; 钱宝等, 2011)。

1.3 数据统计与分析

小型动物丰度换算为每 10cm^2 的个体数(ind./10cm^2); 生物量以各个类群的丰度, 乘以对应类群的平均个体干重获得(郭玉清等, 2002; 张志南等, 2004)。

统计分析包括单变量和多变量分析。单变量包括各环境因子和丰度/生物量。丰度/生物量与环境因子之间的相关性采用 Spearman 相关分析。季节、断面及位置对单变量的影响采用 3 因子 ANOVA 差异性分析。以上分析采用 SPSS23.0 软件包, 对不满足方差齐性的数据进行双平方根变换后进行。

季节、断面及位置对小型动物群落的影响, 采用 3 因子多变量 PERMANOVA 分析, 对数据进行 4999 次重复取样(P<0.05 为显著; P<0.001 为极显著); 采用主成分分析(PCA)区分沉积环境差异及其主要成分; 非度量多维标度(MDS)进行群落相似性分析(生物矩阵经双平方根转化); 生物-环境分析(Bio-env), 分析影响生物群落分布的最佳环境要素组合(周红等, 2003)。以上分析采用 PRIMER 7.0 软件进行。

2 结果

2.1 环境因子

采样期间气温波动范围分别为(15.2±1.0)°C (5 月)、(24.2±1.3)°C (8 月)和(8.9±3.2)°C (10 月), 分别代表了春季、夏季和秋季。间隙水盐度波动为 26.0—49.0 最高和最低值均出现在 A 断面; 春季最高(A1), 秋季最低(A1, A3), 季节波动较大(P=0.008)。盐度的季节波动发生在 A 断面, 其显著差异导致整个区域的季节波动; 春季(36.48±2.35)>夏季(34.67±2.85)>秋季(32.05±4.59)。每个季节高、中和低位站位间无显著差异(表 1)。

沉积物粉砂和砂的含量较高, 黏土含量极低, 属于砂质粉砂(S-St)、粉砂质砂(St-S)和砂(S)(表 1)。 采样区中值粒径范围为 55.3—149.9μm, 季节波动小。自高位向低位平均中值粒径和砂含量呈增大趋势(中值粒径, 高位<中位≤低位; 砂含量, 高≤中≤低(春季), 高<中≤低(夏季); 高≤中<低(秋季), P<0.05)。沉积物含水量和有机质含量均比较稳定, 分别为 20.80%±1.07%和 1.55%±0.23%, 季节和空间变化均较小。其中有机质含量从高位到低位略呈降低趋势(高≥中≥低)(图 2)。

表 1　不同潮位间表层沉积物特征

Tab.1　Characteristics of surface sediment in different tidal levels

环境因子	春季			夏季			秋季		
	高位	中位	低位	高位	中位	低位	高位	中位	低位
中值粒径(μm)	77.01±20.93^{c*}	90.66±20.08^{b*}	119.65±19.49^{a}	77.24±14.77^{b}	88.56±18.89^{a*}	115.95±24.63^{a}	77.47±15.98^{b}	85.33±11.5^{a}	116.03±20.53^{a}
砂含量(%)	53.64±28.71^{a}	79.33±28.6^{a}	88.57±28.83^{a}	67.89±17.05^{b}	76.79±15.95^{a}	90.04±9.6^{a}	67.37±15.68^{b}	75.78±9.41^{b}	89.75±8.55^{a}
粉砂含量(%)	30.38±20.72^{a}	19.7±12.21^{a}	10.91±11.38^{a}	30.06±16.5^{a}	21.95±15.16^{a}	9.19±8.98^{a}	30.8±15.19^{a}	22.79±9.02^{a}	9.78±7.96^{b}
黏土含量(%)	1.84±1.37^{a}	0.98±0.78^{a}	0.52±0.74^{a}	2.05±0.63^{a}	1.26±0.86^{a}	0.78±0.64^{b}	1.83±0.54^{a}	1.43±0.4^{a}	0.47±0.68^{b}
含水量(%)	21.29±0.89^{a}	20.20±0.88^{a}	20.32±1.07^{a}	21.12±0.74^{a}	20.93±1.13^{a}	20.49±0.85^{a}	21.31±1.35^{a}	21.46±0.92^{a}	20.04±1.08^{a}
盐度(‰)	38.14±4.95^{a}	35.57±3.41^{a}	35.71±1.98^{a}	33.14±5.73^{a}	31.29±3.15^{a}	31.71±4.75^{a}	35.83±2.93^{a}	35±3.16^{a}	33.17±2.14^{a}

注: 字母(a, b, c)表示不同潮位间环境因子的 ANOVA 分析结果, 标注字母相同(a vs a)表示彼此间差异不显著, 不同字母表示差异显著(a vs b vs c)表示彼此差异显著

Chl *a* 含量为 0.02—0.93mg/kg。最大值出现在春季高站位(F3), 最小值出现在秋季低站位(B5)。季节波动不明显; 空间分布上, 中位的季节波动较大, 高位和低位季节波动小, 呈现高位≥中位≥低位趋势。脱镁叶绿酸含量为 0.06—1.56mg/kg, 高值出现在 A—B 断面低站位 1.45—1.46mg/kg, 低值 0.06—0.08mg/kg 出现在 D—G 断面的低站位, 平均含量为(0.39± 0.31)mg/kg, 季节间及空间变异不显著(图 2)。

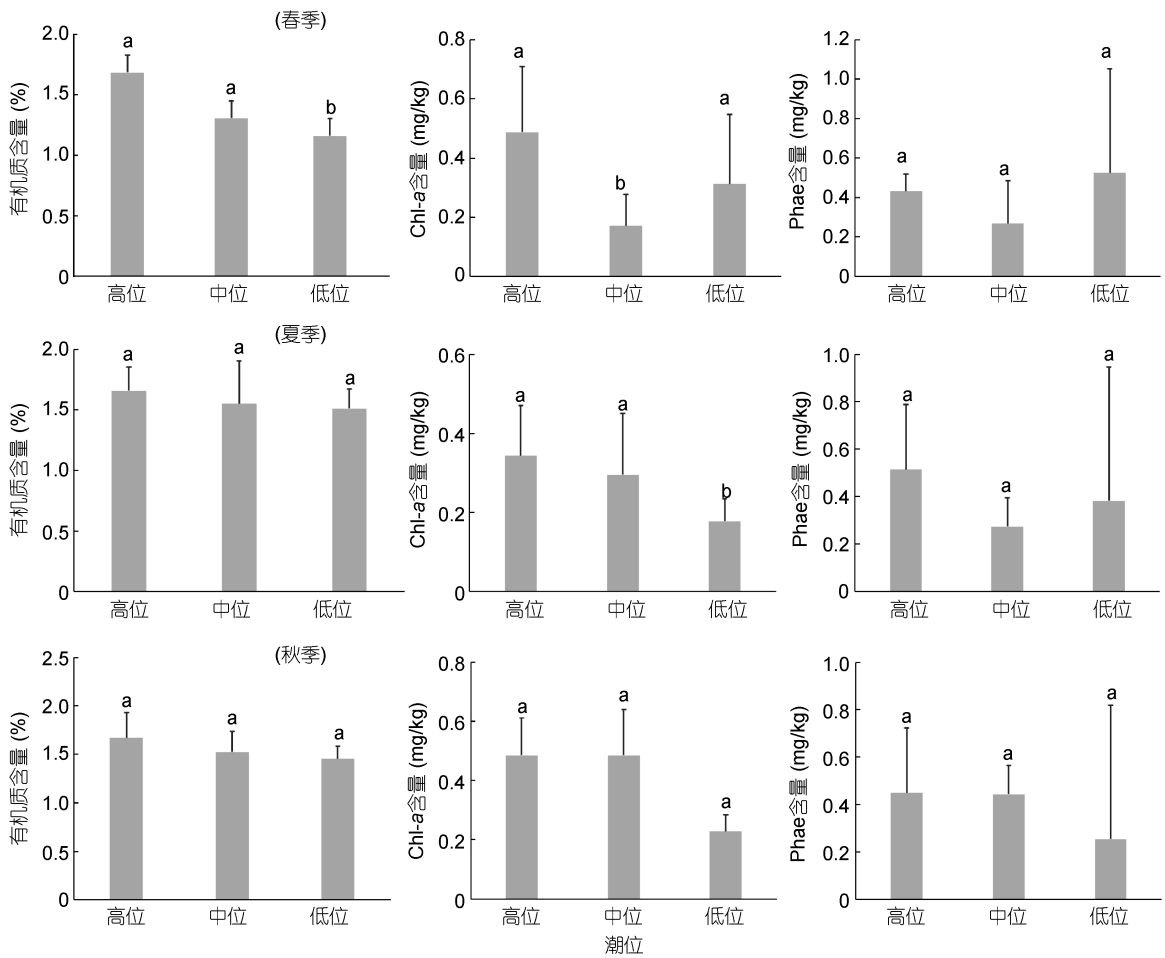

图 2　双台子河口砂质潮间带表层沉积物中有机质、叶绿素 *a* (chl *a*)和脱镁叶绿酸(Phae)分布

Fig.2　Distribution of the organic matter, chlorophyll *a* (chl *a*) and phaeopigment (Phae) contents in surface sediment in sandy intertidal of the Shuangtaizi estuary

注: 柱状图上的字母(a, b)表示不同潮位间环境因子的 ANOVA 分析结果, 标注字母相同(a vs a)表示彼此间差异不显著, 不同字母表示差异显著(a vs b)表示彼此差异显著

综合各环境因子进行 PCA 分析结果见图 3。PC1 轴解释环境变量的 35.2%, PC1 和 PC2 累计解释环境变量的 61.4%。PC1 相关因子较高的因子是中值粒径(0.487)、黏土含量(–0.480)、脱镁叶绿素酸(–0.468)和有机质 0 (–0.437); PC2 相关因子较高的因子是砂含量(0.627)和温度(–0.543)。沉积物环境主要受沉积物粒度组成和季节影响较大。

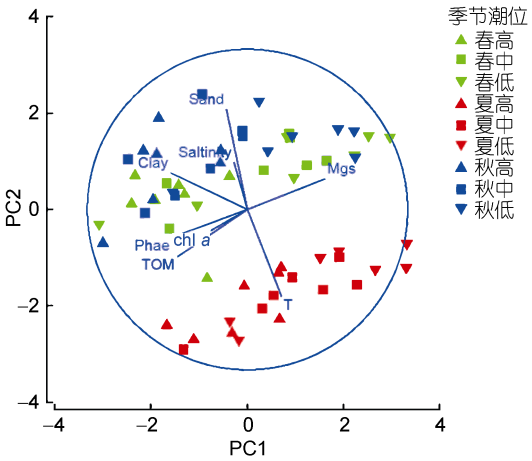

图 3 双台子河口潮间带环境因子 PCA 分析结果

Fig.3 PCA plot of the environmental factors in the intertidal zone of the Shuangtaizi estuary

注: Mgs. 中值粒径; Sand. 砂含量; Silt. 粉砂含量; WC. 含水量; TOM. 有机质含量; chl *a*. 叶绿素 *a* 含量; Phae. 脱镁叶绿酸含量; Salinity. 盐度; T. 温度

2.2 小型底栖动物的群落特征

共鉴定 7 个小型底栖动物类群(表 2), 其中自由生活海洋线虫(以下简称海洋线虫)为最优势类群, 占小型底栖动物总丰度的 96.57%, 其次是双壳类(1.47%)和桡足类(1.28%)。小型底栖动物的总平均丰度为(3530±1474)ind./10cm^2, 最高值出现在春季的高站位(C1), 高达(8293±357)ind./10cm^2, 最低值在春季的低站位(E9), 丰度为(1368±419)ind./10cm^2 (图 4)。三因子分析表明, 丰度分布只有受潮位影响, 呈高位[(4816±1425)ind./10cm^2]>中位[(3384±1130)ind./10cm^2] > 低位[(2391±553)ind./10cm^2]; 季节和采样断面对丰度分布无显著影响, 季节波动不明显[夏季(3871±1480)ind./10cm^2 ≥秋季(3532±1261)ind./10cm^2 ≥春季(3189±1647)ind./10cm^2]。海洋线虫作为丰度上的优势类群, 与小型底栖动物的分布模式基本一致。

小型底栖动物的平均生物量为(1836.5±976.3)μg dwt/10cm^2, 最高值出现在夏季 F3 站位(7157.6μg dwt/10cm^2), 最低值出现在春季 E9 站位(547.3μg dwt/10cm^2)(图 5)。海洋线虫在生物量上仍占优势, 约占总生物量的 72.14%, 其次是双壳类(10.45%)。时空分布模式与丰度相似, 季节波动同样不明显, 夏季(2523.8±1516.9)μg dwt/10cm^2 ≥ (2004.9±948.2)μg dwt/10cm^2 ≥春季(1541.3±947.7)μg dwt/10cm^2; 断面间无差异; 潮位间差异显著, 高位(2714.8±1506.6)μg dwt/10cm^2 ≥中位(2120.8±1051.6)μg dwt/10cm^2 ≥低位(1326.2±662.4)μg dwt/10cm^2。

表 2 双台子河口砂质潮间带小型底栖动物主要类群的丰度和生物量

Tab.2 Abundance and biomass of main meiofaunal taxa in the sandy intertidal zone of the Shuangtaizi estuary

小型动物类群	丰度 (ind./10cm^2)	丰度占比 (%)	生物量 (μg dwt/10cm^2)	生物量占比 (%)
海洋线虫	3406±1414	96.57	1353.1±556.7	72.14
双壳类	62±99	1.47	255.9±408.1	10.45
桡足类	39±68	1.28	72.4±126.4	3.97
多毛类	6±14	0.17	82.6±188.3	3.53
腹足类	9±12	0.29	37.2±52.4	2.15
介形	8±20	0.19	199.6±502.8	5.94
水蚤	1±4	0.04	4.7±15.0	0.27
总计	3530±1474	100	1836.5±976.3	100

小型底栖动物主要类群的丰度矩阵进行非度量多维标度(MDS)发现, 各站位的小型底栖动物群落在季节上可以区分: 春季和夏季, 高潮位与中低潮位的群落可以区分, 秋季, 高中潮位与低潮位可以区分(图 6)。

2.3 生物与环境相关分析

Spearman 相关性分析表明, 小型底栖动物的丰度和生物量与沉积物中值粒径负相关, 与黏土含量、粉砂含量和 chl *a* 含量正相关(表 3)。此外, 丰度与砂含量、有机质及含水量显著相关。其中沉积物组分在 3 个季节均显著相关, 而 chl *a* 对丰度和生物量的影响主要发生在夏季。

对小型底栖动物群落的 PERMANOVA 分析结果显示(表 4), 季节和潮位对小型底栖动物结构具有显著性影响(P=0.001), 采样断面对群落结构无显著性影响(P=0.707); 季节与潮区, 潮区与断面, 季节×断面×潮区的交互作用显著, 而季节×断面交互作用不显著。不同季节间和潮区间的群落组成均存在极显著差异(P=0.001)。

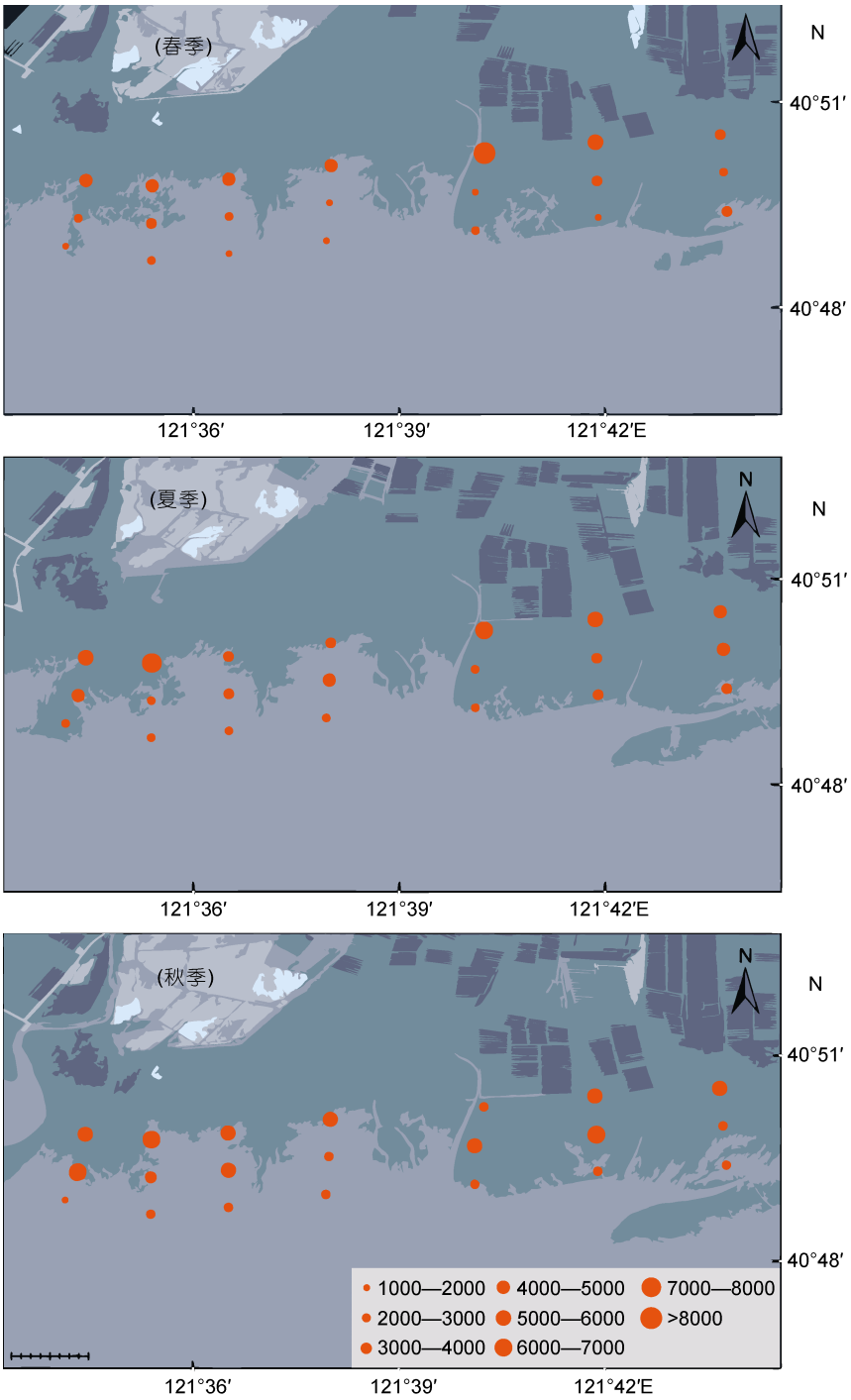

图 4　双台子河口砂质潮间带小型底栖动物的丰度分布

Fig.4　Distribution of meiofaunal abundance in the sandy intertidal zone of the Shuangtaizi estuary

3　讨论

砂质潮滩小型底栖动物的纬度分布研究表明，其丰度和多样性在温带区域最高，极地区域最低；其多样性从极地到热带逐渐降低(Lee and Riveros, 2012)。我国海岸带跨越温带、亚热带和热带，其中对潮间带小型底栖动物的研究最北端为仅见于北纬 39°大连夏家河子(Hua *et al*, 2016)。因此，研究资料的区域局限性制约了大尺度的生物多样性分布格局分析。本研究是我国高纬度潮间带小型底栖动物分布资料的重要补充。

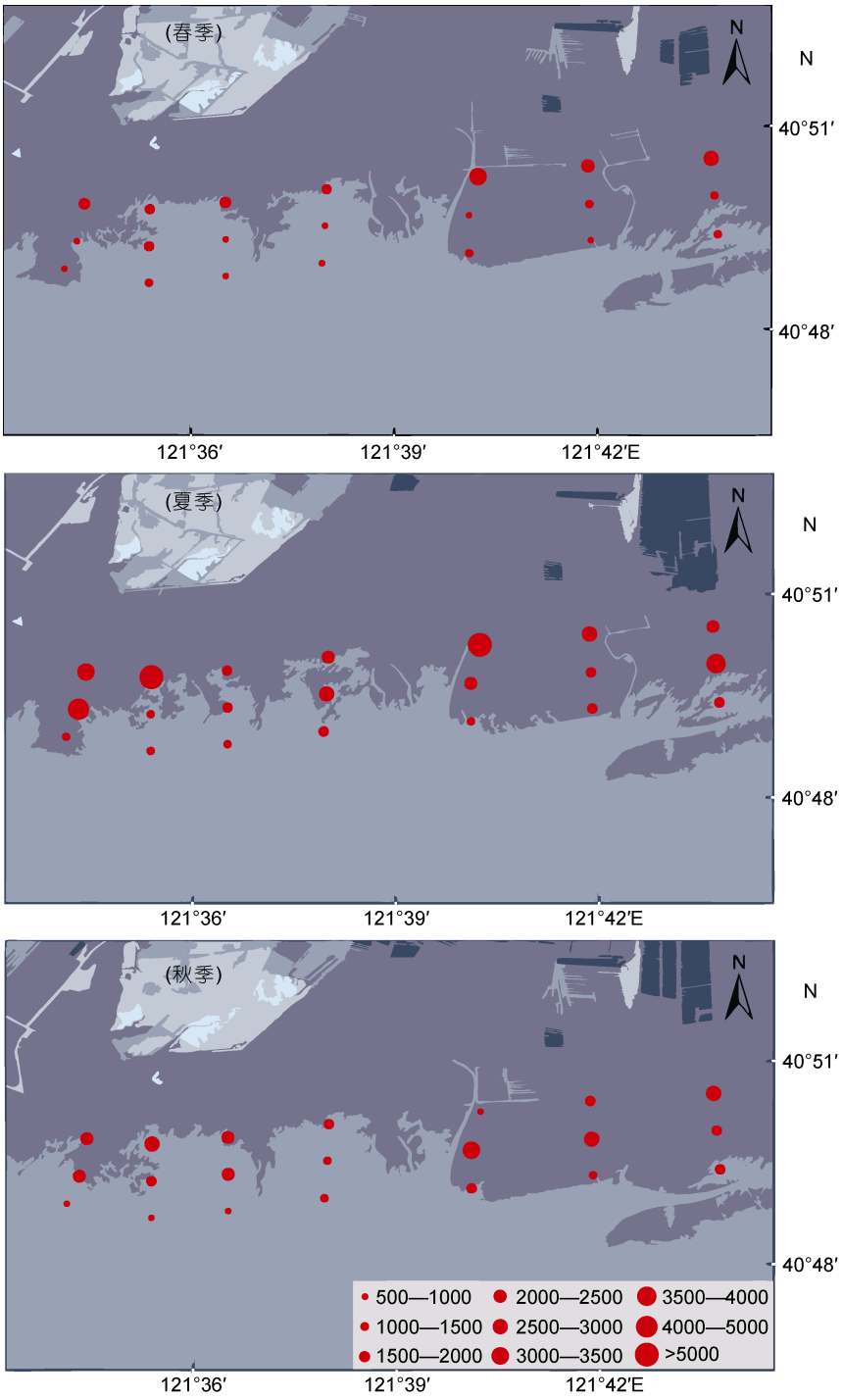

图 5 采样区域小型动物生物量分布

Fig.5 Distribution of meiofaunal biomass in the sandy intertidal zone of the Shuangtaizi estuary

3.1 小型底栖动物在我国高纬度砂质潮间带的分布特点

研究区小型底栖动物的丰度与我国滨海潮滩处于同一数量级，与大连夏家河子的数值较为接近(Hua *et al*, 2016)，但呈现了更高的丰度值。在季节分布上，与温带青岛湾砂质潮间带分布相似(杜永芬等, 2011)，呈现夏季高春季和秋季低的趋势；不同于青岛湾显著的季节差异，双台子河口区季节间无显著差异。这表明高纬度影响削弱了丰度分布的季节影响。此外，本次研究没有涉及冰期冬季的样品，希望在后续研究中加以补充讨论。

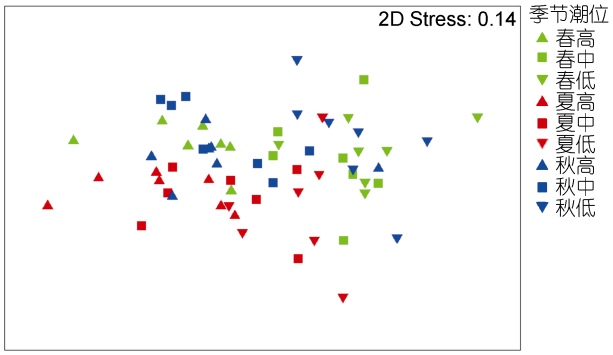

图 6　双台子河口砂质潮间带小型底栖动物的非度量多维标度(MDS)

Fig.6　MDS (multidimensional scaling) plot based on the meiofaunal abundance in the sandy intertidal zone of the Shuangtaizi estuary

海洋线虫的优势特征，与国内大部分砂质海滩的研究相同(范士亮等, 2006; 杜永芬等, 2011; Sun *et al*, 2014)。本研究海洋线虫的丰度优势高达 96.8%，较大连夏家河高(81.56%)，支持 Hua 等(2016)研究，认为海洋线虫的优势度在我国砂质潮间带随纬度增高而增高，在高纬区具有更高的丰度。不同于已有研究的桡足类和涡虫居次地位(Sun *et al*, 2014; Hua *et al*, 2016)，双壳类在本研究区居次。这与双台子河口潮滩环境有关，该区域贝类自然资源丰富，也被选为人工蛤类育苗场；文蛤、四角蛤蜊、光滑河蓝蛤等双壳类是大型底栖动物的优势种(Zhang *et al*, 2016)，贝类幼体构成了小型动物的重要组分。桡足类喜好高盐和较为温暖的环境(Ingole *et al*, 1998; Priyalakshmi *et al*, 2014)，河口的淡水输入和高纬度冰期(11 月到次年 3 月)会削弱了其生存环境适宜度。涡虫喜好生活在中度至粗砂和砾石为特征的海滩中，在泥质环境下涡虫丰度较低(Delgado *et al*, 2009; Kotwicki *et al*, 2014)。研究区域沉积物类型以粉砂质砂和砂为主，不适合涡虫生长。

表 3　小型动物变量与环境因子相关性分析结果(***n*=63**)

Tab.3　Results of the correlation analysis between meiofaunal variables and environmental factors

因子	中值粒径	砂含量	粉砂含量	黏土含量	含水量	有机质	叶绿素 *a*	脱镁叶绿酸	盐度	温度
丰度	–0.519**	–0.411*	0.420*	0.512*	0.346*	0.351*	0.306*	0.235	–0.002	0.043
生物量	–0.405**	–0.251	0.301*	0.351*	0.273	0.222	0.326*	0.174	0.253	0.093

注: **在 0.01 水平上(双侧)显著相关; *在 0.05 水平上(双侧)显著相关

表 4　小型动物群落的多变量 **PERMANOVA** 分析结果

Tab.4　PERMANOVA results for the multivariate descriptors of meiofaunal communities

来源	自由度	离差平方和	均方差	伪 *F* 值	*P* 值
季节(Se)	2	65300	32650	20.811	0.001**
潮区(Tz)	2	7834.5	3917.3	5.7239	0.001**
断面(Tr)	6	5959.8	993.29	1.4514	0.177
季节×潮区	4	4959.8	1240	2.6258	0.009*
季节×断面	12	4219.1	351.59	0.74453	0.784
潮区×断面	12	8212.4	684.37	6.188	0.001**
季节×潮区×断面	24	11333	472.23	4.2698	0.001**
Res	126	13935	110.6		
总计	188	121750			

注: **在 0.01 水平上(双侧)显著相关; *在 0.05 水平上(双侧)显著相关

3.2　环境因子对小型底栖动物分布的影响

生物与环境协同进化的结果使得特定的沉积微环境生存特定的生物类群。潮滩生物受潮水冲击扰动的周期影响，具有一定的微环境梯度，沉积物粒径分布反映了沉积物所处的水文动力状况，chl *a* 和有机质含量则代表了生物的食物来源。其中，沉积物粒径对潮间带沉积物微环境具有主导作用，尤其是在大尺度的空间分布上，被认为是重要的物理因子(Giere, 2009)。通常认为 125—250μm 粒径的沉积物最有助于微/小型底栖动物的生长(Fenchel, 1969, 1978)。研究区域的沉积物粒径为 60—150μm，与大连河口夏季的粒径 250—500μm 比较，更具有粒度优势，因此呈现更高的丰度值。

在小尺度的潮带分布上，砂质潮滩生物在水平尺度上受沉积物稳定性、暴露时间造成的捕食压力等影响，在垂直分布上受化学因子(如氧气浓度梯度)等影响(Armonies *et al*, 2000)。因此，高潮区环境恶劣，丰度较低(Knox, 2001)；中潮区是最佳生存环境(Gheskiere *et al*, 2004)，丰度最高，这里不仅物化环境相对优化，并且微生物活动丰富，提供更多的食物来源(Takada *et al*, 2015)。同样地，Hua 等(2016)在青岛和大连研究结果显示，小型底栖动物在温带沙滩中以中潮区丰度较高。受滩涂围垦的影响，本研究中的高位、中位和低位代表了相对海岸线的距离，从海水淹没的角度属于中低潮区，因此丰度的高位≥中

位>低位分布趋势仍然支持中潮区丰度较高的分布趋势。丰度变化趋势与中值粒径由高位到低位增大趋势相反，其粒径较小的沉积结构维持更高的丰度与 Hua 等(2016)结果一致。

沉积物粒度组成、有机质和 Phae 含量是影响研究区沉积环境区划的重要因子(PCA 分析)；相关分析也表明了粒度组成、有机质和 chl *a* 是小型动物丰度和群落构成的重要影响因子。有机质和 chl *a* 含量略呈降低趋势，与丰度分布趋势一致。综合表明温带砂质潮间带小型动物的分布受非生物和生物因素的共同影响，其中粒度构成是主要因素。值得注意的是，潮滩频繁的人类活动，如潮上带围垦建设的养殖池，不但会改变潮流动力过程，伴随着污染物的排放，进而改变沉积环境，生态系统趋于变得简单化，生态问题趋于复杂化。

3.3 小型底栖动物对环境生态的响应与评估

线虫与桡足的比值(N/C)被认为海洋富营养化和有机污染程度的指标；N/C 大于 100 意味着环境状况为有机污染区(Raffaelli *et al*, 1981)。随着相关研究数据的增多，虽然该指标不断引起争议，仍然被广泛采用(Alves *et al*, 2013)。研究区 52.2%—76.2%的采样站位比值大于 100，即这些站位存在有机污染，且研究区最西面的 F 和 G 断面的污染程度最高(表 5)。该结果与 Yuan 等(2017)关于 16 种多环芳烃的研究结果较为一致，潮滩的西侧及近岸区域的沉积物中有机污染物浓度高，生态风险高。表明 N/C 值作为一重要的生态指数，在一定程度上可以为生物监测提供依据。但是，正如上文讨论的结果，随着纬度升高，海洋线虫的优势度会增高，桡足类的生存适宜度降低，也会影响 N/C 比值。因此，在应用中需要综合考虑环境、指示生物和群落结构等因素进行综合评估。

表 5 双台子河口采样区域站位的海洋线虫/桡足丰度比值(N/C)

Tab.5 Ratio of nematodes/copepods (N/C) in the Shuangtaizi estuary

断面	春季	夏季	秋季
A	43.4	33.2	190.1
B	139.7	84.3	96.2
C	227.1	58.9	219.2
D	206.3	18.7	45.3
E	363.1	119.8	102.0
F	354.6	201.5	384.6
G	115.5	151.6	508.6

4 结论

双台子河口潮间带代表了我国高纬度砂质潮间带，除温度具有季节变化外，其他环境因子主要与潮位有关，中值粒径由陆向海呈增大趋势，叶绿素、有机质略呈增高趋势。沉积物组成，有机质和脱镁叶绿素含量是沉积微环境形成的重要因素。

共检获 7 个小型底栖动物主要类群，其中海洋线虫为最优势类群，双壳类次之；小型底栖动物的总平均丰度和生物量分别为 3530±1474ind./10cm^2 和 1836.5±976.3μg dwt/10cm^2，丰度和线虫的优势度均高于我国其他砂质潮间带报道。

小型动物丰度季节波动小，空间上自陆向海丰度值降低(高≥中>低)；小型底栖动物群落受季节和潮位影响显著。小型动物的分布受非生物和生物因素的共同影响，其中粒度构成是主要因素。

海洋线虫与桡足的比值(N/C)评估显示该区域存在有机污染，且研究区西部最严重，与同区有机污染物的环境评价结果较为一致，可为生物监测提供重要参考。

参 考 文 献

王 荣, 1986. 荧光法测定浮游植物色素计算公式的修正. 海洋科学, 10(3): 1—5

刘海滨, 张志南, 范士亮等, 2007. 潮间带小型底栖生物生态学研究的某些进展. 中国海洋大学学报, 37(5): 767—774

杜永芬, 徐奎栋, 类彦立等, 2011. 青岛湾小型底栖生物周年数量分布与沉积环境. 生态学报, 31(2): 431—440

吴 冠, 王锡侯, 刘恒魁, 1991. 辽东湾顶浅海区海流分布特征. 海洋通报, 10(5): 8—13

张 艳, 张志南, 华 尔, 2009. 南黄海小型底栖动物分布及其与环境因子的关系. 中国农学通报, 25(19): 323—329

张志南, 林岿旋, 周 红等, 2004. 东、黄海春秋季小型底栖生物丰度和生物量研究. 生态学报, 24(5): 997—1005

张志南, 周 红, 华 尔等, 2017. 中国小型底栖生物研究的 40 年——进展与展望. 海洋与湖沼, 48(4): 657—671

范士亮, 刘海滨, 张志南等, 2006. 青岛太平湾砂质潮间带小型底栖生物丰度和生物量的研究. 中国海洋大学学报(自然科学版), 36(S): 98—104

周 红, 张志南, 2003. 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. 青岛海洋大学学报, 33(1): 58—64

钱 宝, 刘 凌, 肖 潇, 2011. 土壤有机质测定方法对比分析. 河海大学学报(自然科学版), 39(1): 34—38

郭玉清, 张志南, 慕芳红, 2002. 渤海小型底栖动物生物量的初步研究. 海洋学报, 24(6): 76—83

Alves A S, Adão H, Ferrero T J *et al*, 2013. Benthic meiofauna as indicator of ecological changes in estuarine ecosystems: the use of nematodes in ecological quality assessment. Ecological Indicators, 24: 462—475

Alves A S, Caetano A, Costa J L *et al*, 2015. Estuarine intertidal meiofauna and nematode communities as indicator of ecosystem's recovery following mitigation measures. Ecological Indicators, 54: 184—196

Armonies W, Reise K, 2000. Faunal diversity across a sandy shore. Marine Ecology Progress Series, 196: 49—57

Delgado J D, Riera R, Monterroso Ó *et al*, 2009. Distribution and abundance of meiofauna in intertidal sand substrata around Iceland. Aquatic Ecology, 43(2): 221—233

Du Y F, Gao S, Liu X S *et al*, 2018. Meiofauna and nematode community characteristics indicate ecological changes induced by geomorphic evolution: A case study on tidal creek systems. Ecological Indicators, 87: 97—106

Du Y F, Xu K D, Lei Y L, 2009. Simultaneous enumeration of diatom, protozoa and meiobenthos from marine sediments using Ludox-QPS method. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 27(4): 775—783

Environmental Sciences Section Inorganic Chemistry Unit, Wisconsin State Lab of Hygiene, 1991. ESS Method 150.1 Chlorophyll-spectrophotometric. Environmental Sciences Section Inorganic Chemistry Unit, Wisconsin State Lab of Hygiene, 3359—3363

Fenchel T M, 1978. The ecology of micro-and meiobenthos. Annual Review of Ecology and Systematics, 9: 99—121

Fenchel T, 1969. The ecology of marine microbenthos IV. Structure and function of the benthic ecosystem, its chemical and physical factors and the microfauna commuities with special reference to the ciliated protozoa. Ophelia, 6(1): 1—182

Gheskiere T, Hoste E, Vanaverbeke J *et al*, 2004. Horizontal zonation patterns and feeding structure of marine nematode assemblages on a macrotidal, ultra-dissipative sandy beach (De Panne, Belgium). Journal of Sea Research, 52(3): 211—226

Giere O, 2009. Meiobenthology: the Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments. Berlin: Springer

Heiri O, Lotter A F, Lemcke G, 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. Journal of Paleolimnology, 25(1): 101—110

Higgins R P, Thiel H, 1988. Introduction to the Study of Meiofauna. Washington: Smithsonian

Hua E, Zhang Z N, Zhou H *et al*, 2016. Meiofauna distribution in intertidal sandy beaches along China shoreline (18°–40° N). Journal of Ocean University of China, 15(1): 19—27

Ingole B S, Parulekar A H, 1998. Role of salinity in structuring the intertidal meiofauna of a tropical estuarine beach: field evidence. Indian Journal of Marine Sciences, 27(3—4): 356—361

Knox G A, 2001. The Ecology of Seashores. Boca Raton, USA: CRC Press, 557

Kotwicki L, Deidun A, Grzelak K *et al*, 2014. A preliminary comparative assessment of the meiofaunal communities of Maltese pocket sandy beaches. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 150: 111—119

Lee M R, Riveros M, 2012. Latitudinal trends in the species richness of free-living marine nematode assemblages from exposed sandy beaches along the coast of Chile (18–42°S). Marine Ecology, 33(3): 317—325

Liu X S, Huang D M, Zhu Y M *et al*, 2015. Bioassessment of marine sediment quality using meiofaunal assemblages in a semi-enclosed bay. Marine Pollution Bulletin, 100(1): 92—101

Priyalakshmi G, Menon N R, 2014. Ecology of Interstitial faunal assemblage from the Beaches along the coast of Kerala, India. International Journal of Oceanography, 2014: 284979

Raffaelli D G, Mason C F, 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. Marine Pollution Bulletin, 12(5): 158—163

Ridgwell A, Zeebe R E, 2005. The role of the global carbonate cycle in the regulation and evolution of the Earth system. Earth and Planetary Science Letters, 234(3—4): 299—315

Somerfield P J, Warwick R M, 1996. Meiofauna in Marine Pollution Monitoring Programmes. A Laboratory Manual. Lowestoft: Ministry of Agriculture, Fisheries and Farming

Sun X Y, Zhou H, Hua E *et al*, 2014. Meiofauna and its sedimentary environment as an integrated indication of anthropogenic disturbance to sandy beach ecosystems. Marine Pollution Bulletin, 88(1—2): 260—267

Takada Y, Kajihara N, Mochizuki S et al, 2015. Effects of environmental factors on the density of three species of peracarid crustaceans in micro-tidal sandy shores in Japan. Ecological Research, 30(1): 101—109

Yang X L, Yuan X T, Zhang A G *et al*, 2015. Spatial distribution and sources of heavy metals and petroleum hydrocarbon in the sand flats of Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea of China. Marine Pollution Bulletin, 95(1): 503—512

Yuan X T, Yang X L, Zhang A G *et al*, 2017. Distribution, potential sources and ecological risks of two persistent organic pollutants in the intertidal sediment at the Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea of China. Marine Pollution Bulletin, 114(1): 419—427

Zhang A G, Yuan X T, Yang X L *et al*, 2016. Temporal and spatial distributions of intertidal macrobenthos in the sand flats of the Shuangtaizi Estuary, Bohai Sea in China. Acta Ecologica Sinica, 36(3): 172—179

MEIOFAUNAL COMMUNITY IN SANDY INTERTIDAL ZONE AND ITS ENVIRONMENTAL RESPONSE IN SHUANGTAIZI ESTUARY, NE CHINA

YANG Chun-Yi[1], ZHANG Long-Hui[2], DU Yong-Fen[3], WU Ya-Ping[1], ZHANG An-Guo[4], YUAN Xiu-Tang[4]

(1. *College of Oceanography*, *Hohai University*, *Nanjing* 210098, *China*; 2. *School of Geography and Ocean Science*, *Nanjing University*, *Nanjing* 210023, *China*; 3. *College of Marine Science and Engineering*, *Nanjing Normal University*, *Nanjing* 210023, *China*; 4. *National Marine Environmental Monitoring Center*, *Dalian* 116023, *China*)

Abstract Intertidal area is a typical land-sea interaction zone, where the characteristics in biological composition and their micro-environments are of regional representative. Among them, meiofauna has extremely high community diversity and environmental adaptability, while the data of their spatial-temporal distribution patterns and the related regulators are of regional limit. Cores sediments were quantitatively taken in the northernmost-intertidal zone of the Shuangtaizi estuary in the Bohai Sea, NE China in May (spring), August (summer), and October (autumn) in 2017. Twenty-one stations were designed in seven sections, along which the meiofauna and sedimentary environments were analyzed. Seven meiofaunal taxa were found. Free-living marine nematodes were the most dominant group, accounting for 96.6% and 72.1% of the total in abundance and biomass composition, respectively, followed by bivalves and copepods. The average abundance and biomass of meiofauna were (3530±1474)ind./10cm^2 and (1836.5±976.3)μg dwt/10cm^2, respectively, with no seasonal variation and downward trends from land to sea. The medium grain size and chl *a* were correlated significantly to the abundance/biomass. The ratio of nematodes/copepod (N/C) indicated serious organic pollution, which agreed with the results of the macrofaunal analysis and heavy metal samplings in the similar areas, and could be used as a bio-monitoring indicator.

Key words Shuangtaizi estuary; sandy intertidal zone; meiofauna; community structure