



ISSN 1005-0094
CODEN SHDUEM

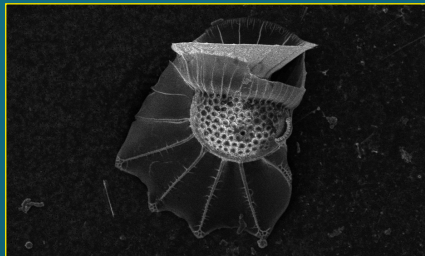
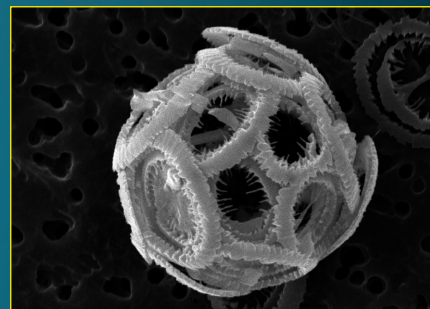
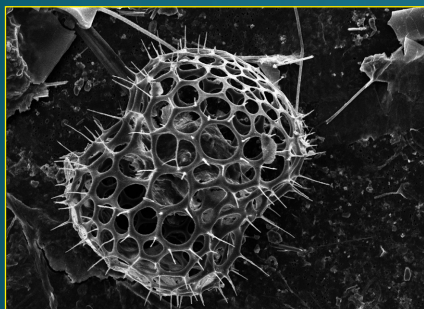
BIODIVERSITY SCIENCE

生物多样性

第24卷 第7期
2016年7月

Vol. 24 No. 7
July 2016

全球气候变化下的海洋生物多样性专辑



主 办

中国科学院生物多样性委员会

中国植物学会

中国科学院植物研究所

中国科学院动物研究所

中国科学院微生物研究所

Biodiversity Committee, CAS

Botanical Society of China

Institute of Botany, CAS

Institute of Zoology, CAS

Institute of Microbiology, CAS

<http://www/biodiversity-science.net>

编辑委员会 Editorial Board

主 编 Editor-in-Chief

马克平 Keping Ma Institute of Botany, Chinese Academy of Sciences (CAS)

副 主 编 Deputy Editors-in-Chief

傅声雷 Shenglei Fu	Henan University	孔宏智 Hongzhi Kong	Institute of Botany, CAS
郭良栋 Liangdong Guo	Institute of Microbiology, CAS	李 博 Bo Li	Fudan University
蒋志刚 Zhigang Jiang	Institute of Zoology, CAS	薛达元 Dayuan Xue	Minzu University of China

特邀顾问 Advisory Board

陈宜瑜 Yiyu Chen	National Natural Science Foundation of China	马建章 Jianzhang Ma	Northeast Forestry University
方精云 Jingyun Fang	Institute of Botany, CAS; Peking University	魏江春 Jiangchun Wei	Institute of Microbiology, CAS
韩兴国 Xingguo Han	Institute of Botany, CAS	吴常信 Changxin Wu	China Agricultural University
洪德元 Deyuan Hong	Institute of Botany, CAS	张亚平 Yaping Zhang	Kunming Institute of Zoology, CAS
刘 旭 Xu Liu	Chinese Academy of Agricultural Sciences (CAAS)	郑光美 Guangmei Zheng	Beijing Normal University
		朱有勇 Youyong Zhu	Yunnan Agricultural University
		庄文颖 Wenying Zhuang	Institute of Microbiology, CAS

编 委 Members

白永飞 Yongfei Bai	Institute of Botany, CAS	强 胜 Sheng Qiang	Nanjing Agricultural University
卜文俊 Wenjun Bu	Nankai University	邱英雄 Yingxiong Qiu	Zhejiang University
曹坤芳 Kunfang Cao	Guangxi University	曲鲁江 Lujiang Qu	China Agricultural University
陈圣宾 Shengbin Chen	Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Environmental Protection	邵广昭 Guangzhao Shao	Biodiversity Research Center, Academia Sinica
陈双林 Shuanglin Chen	Nanjing Normal University	沈泽昊 Zehao Shen	Peking University
陈小勇 Xiaoyong Chen	East China Normal University	束文圣 Wensheng Shu	Sun Yat-sen University
陈小勇 Xiaoyong Chen	Kunming Institute of Zoology, CAS	孙 军 Jun Sun	Tianjin University of Science and Technology
陈又生 Yousheng Chen	Institute of Botany, CAS	谭敦炎 Dunyan Tan	Xinjiang Agricultural University
邓建明 Jianming Deng	Lanzhou University	唐志尧 Zhiyao Tang	Peking University
丁建清 Jianqing Ding	Wuhan Botanical Garden, CAS	万方浩 Fanghao Wan	Institute of Plant Protection, CAAS
丁 平 Ping Ding	Zhejiang University	汪小全 Xiao-Quan Wang	Institute of Botany, CAS
东秀珠 Xiuzhu Dong	Institute of Microbiology, CAS	王国宏 Guohong Wang	Institute of Botany, CAS
冯玉龙 Yulong Feng	Shenyang Agricultural University	王洪铸 Hongzhu Wang	Institute of Hydrobiology, CAS
傅金钟 Jinzhong Fu	University of Guelph, Canada	王 岭 Ling Wang	Northeast Normal University
高连明 Lianming Gao	Kunming Institute of Botany, CAS	王 艇 Ting Wang	South China Agricultural University
高天翔 Tianxiang Gao	Zhejiang Ocean University	王 文 Wen Wang	Kunming Institute of Zoology, CAS
戈 峰 Feng Ge	Institute of Zoology, CAS	王希华 Xihua Wang	East China Normal University
葛 颂 Song Ge	Institute of Botany, CAS	王绪高 Xugao Wang	Institute of Applied Ecology, CAS
葛学军 Xuejun Ge	South China Botanical Garden, CAS	王 勇 Yong Wang	Alabama A & M University, USA
郭亚龙 Yalong Guo	Institute of Botany, CAS	王志恒 Zhiheng Wang	Peking University
郝占庆 Zhanqing Hao	Institute of Applied Ecology, CAS	梶光一 Koichi Kaji	Tokyo University of Agriculture and Technology, Japan
何舜平 Shunping He	Institute of Hydrobiology, CAS	邬建国 Jianguo Wu	Arizona State University, USA
贺纪正 Jizheng He	Research Center for Eco-Environmental Sciences, CAS	吴东辉 Donghui Wu	Northeast Institute of Geography and Agroecology, CAS
贺金生 Jinsheng He	Peking University	吴纪华 Jihua Wu	Fudan University
胡征宇 Zhengyu Hu	Institute of Hydrobiology, CAS	徐奎栋 Kuidong Xu	Institute of Oceanology, CAS
黄双全 Shuangquan Huang	Central China Normal University	严岳鸿 Yuehong Yan	Shanghai Chenshan Plant Science Research Center, CAS
黄晓磊 Xiaolei Huang	Fujian Agriculture and Forestry University	杨庆文 Qingwen Yang	Institute of Crop Sciences, CAAS
纪力强 Liqiang Ji	Institute of Zoology, CAS	杨祝良 Zhuliang Yang	Kunming Institute of Botany, CAS
江建平 Jianping Jiang	Chengdu Institute of Biology, CAS	于飞海 Feihai Yu	Beijing Forestry University
蒋 林 Lin Jiang	Georgia Institute of Technology, USA	于晓东 Xiaodong Yu	Institute of Zoology, CAS
蒋学龙 Xuelong Jiang	Kunming Institute of Zoology, CAS	袁耀武 Yaowu Yuan	University of Connecticut, USA
李俊生 Junsheng Li	Chinese Research Academy of Environmental Sciences	臧润国 Runguo Zang	Chinese Academy of Forestry
李 明 Ming Li	Institute of Zoology, CAS	张大勇 Dayong Zhang	Beijing Normal University
李新正 Xinzheng Li	Institute of Oceanology, CAS	张德兴 Dexing Zhang	Institute of Zoology, CAS
李义明 Yiming Li	Institute of Zoology, CAS	张全国 Quanguo Zhang	Beijing Normal University
李振宇 Zhenyu Li	Institute of Botany, CAS	张元明 Yuanming Zhang	Xinjiang Institute of Ecology and Geography, CAS
刘杏忠 Xingzhong Liu	Institute of Microbiology, CAS	周开亚 Kaiya Zhou	Nanjing Normal University
龙春林 Chunlin Long	Minzu University of China	周世良 Shiliang Zhou	Institute of Botany, CAS
卢宝荣 Baorong Lu	Fudan University	朱瑞良 Ruiliang Zhu	East China Normal University
马克明 Keming Ma	Research Center for Eco-Environmental Sciences, CAS	邹晓明 Xiaoming Zou	University of Puerto Rico, USA
马月辉 Yuehui Ma	Institute of Animal Sciences, CAAS		
米湘成 Xiangcheng Mi	Institute of Botany, CAS		

编 辑 黄祥忠 Xiangzhong Huang (本期值班编辑) 时意专 Yizhuan Shi 闫文杰 Wenjie Yan 周玉荣 Yurong Zhou

生物多样性

SHENGWU DUOYANGXING

第24卷 第7期 2016年7月

目次

编者按

- 737 全球气候变化下的海洋生物多样性
孙军 林茂 陈孟仙 徐奎栋

综述

- 739 全球气候变化下的海洋浮游植物多样性
孙军 薛冰

研究报告

- 748 台湾海峡离岛工业区海域浮游生物丰度之长期变化
陈孟仙 翁韶莲 陈姿君 陈镇东
- 757 台湾海峡浮游翼足类群聚之季节动态
罗文增 劳柏瑄
- 767 杭州湾内外海域秋季浮游动物群落的比较
张冬融 徐兆礼 徐佳奕 董开兴
- 781 中国近海重要生态建群红藻真江蓠的群体遗传多样性
刘若愚 孙忠民 姚建亭 胡自民 段德麟
- 791 福建洛阳江口红树林湿地大型底栖动物多样性及季节变化
林俊辉 何雪宝 王建军 林和山 黄雅琴 刘坤 牟剑锋 张舒怡 江锦祥

- 802 广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物的功能群
颜露露 蔡立哲 陈昕韡 李国强 李文君 曾佳丽 饶义勇
- 811 长江口邻近海域丰水季大型底栖动物群落特征
徐勇 李新正 王洪法 张宝琳 帅莲梅
- 820 胶州湾潮下带大型底栖动物群落的季节变化
杨梅 李新正 徐勇 王洪法 张宝琳
- 831 2013 年夏威夷东南部海区表层砂壳纤毛虫的群落结构和分布特征
王超锋 李海波 张武昌 赵丽 赵苑 肖天
- 838 海洋污损生物数据管理系统的设计与构建
冯华 曹文浩 田晓阳 程志强 严涛

方法

- 847 颗石藻颗石粒形态的原子力显微镜观测方法:以赫氏艾密里藻为例
王雨 张会勇 项鹏 叶又茵 林更铭 杨清良 林茂

保护论坛

- 855 《生物多样性公约》海洋生物多样性议题的谈判焦点、影响及我国对策
银森录 郑苗壮 徐靖 刘岩 刘文静

封面: 中国沿海海洋生物多样性十分丰富, 保护研究任重道远。本期发表了海峡两岸部分学者的研究成果, 涉及浮游植物、浮游动物、海藻、底栖动物等的多样性、长周期监测及保护。图示部分海洋生物物种: 上排分别为双斑蟳(*Charybdis bimaculata*) (王跃云、徐勇摄)、长尾纺锤螺(*Fusinus longicaudus*) (王跃云、徐勇摄)和珍贵荆棘海星(*Dipsacaster pretiosus*) (王跃云、徐勇摄); 中排分别为四托对囊虫(*Didymocystis tetrathalamus*) (孙军、Sonia Munir摄)、海鳃(*Pennatula* sp.) (徐奎栋摄)和戏剧条结藻(*Syracosphaera histricea*) (孙军、刘海娇摄); 下排分别为马来美螵水母(*Clytia malayense*) (项鹏摄)、大鸟尾藻(*Ornithocercus magnificus*) (孙军、薛冰摄)和拟海若螺(*Paraclione longicaudata*) (陈小银摄)。

BIODIVERSITY SCIENCE

Vol. 24 No. 7 July 2016

CONTENTS

Editorial

- 737 **Marine biodiversity under global climate change**

Jun Sun, Mao Lin, Meng-Hsien Chen and Kuidong Xu

Review

- 739 **Marine phytoplankton diversity and the impact of global climate change**

Jun Sun and Bing Xue

Original Papers

- 748 **Time series variation of plankton in a remote industrial island, Taiwan Strait, southwestern Taiwan**

Meng-Hsien Chen, Saou-Lien Wong, Tzu-Chun Chen and Chen-Tung Chen

- 757 **Seasonal dynamics of planktonic pteropods in the Taiwan Strait, western North Pacific Ocean**

Wen-Tseng Lo and Bor-Shiuan Lau

- 767 **Comparison of zooplankton communities inside and outside the Hangzhou Bay in autumn**

Dongrong Zhang, Zhaoli Xu, Jiayi Xu and Kaixing Dong

- 781 **Genetic diversity of the habitat-forming red alga *Gracilaria vermiculophylla* along Chinese coasts**

Ruoyu Liu, Zhongmin Sun, Jianting Yao, Zimin Hu and Delin Duan

- 791 **Macrobenthic diversity and seasonal changes in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary, Fujian Province**

Junhui Lin, Xuebao He, Jianjun Wang, Heshan Lin, Yaqin Huang, Kun Liu, Jianfeng Mou, Shuyi Zhang and Jinxiang Jiang

- 802 **Functional groups of benthic macrofauna in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou**

Lulu Yan, Lizhe Cai, Xinwei Chen, Guoqiang Li, Wenjun Li, Jiali Zeng and Yiyong Rao

- 811 **Characteristics of a macrozoobenthic community in the sea adjacent to the Yangtze River estuary during the wet season**

Yong Xu, Xinzheng Li, Hongfa Wang, Baolin Zhang and Lianmei Shuai

- 820 **Seasonal variations in macrobenthic communities in the subtidal zones of Jiaozhou Bay**

Mei Yang, Xinzheng Li, Yong Xu, Hongfa Wang and Baolin Zhang

- 831 **Analyzing the tintinnid community structure and distribution in the surface waters southeast of Hawaii from a cruise in 2013**

Chaofeng Wang, Haibo Li, Wuchang Zhang, Li Zhao, Yuan Zhao and Tian Xiao

- 838 **Design and development of a data management system for marine fouling organisms**

Hua Feng, Wenhao Cao, Xiaoyang Tian, Zhiqiang Cheng and Tao Yan

Methodology

- 847 **Observing the morphological features of *Emiliana huxleyi* coccoliths using atomic force microscopy**

Yu Wang, Huiyong Zhang, Peng Xiang, Youyin Ye, Gengming Lin, Qingliang Yang and Mao Lin

Forum

- 855 **Negotiation focus, impacts, and China's implementation strategies of Marine and Coastal Biodiversity in the Convention on Biological Diversity**

Senlu Yin, Miao Zhuang Zheng, Jing Xu, Yan Liu and Wenjing Liu

Cover Illustration: Marine biodiversity in China Sea waters is very rich. Its description and conservation are a hard task. In this issue, 13 papers on long-term monitoring and protection of marine biodiversity were published, including phytoplankton, zooplankton, marine algae and zoobenthos in China Sea waters across the Taiwan Strait. The photos presented from left to right in the upper panel are *Charybdis bimaculata*, *Fusinus longicaudus* and *Dipsacaster pretiosus* which are photoed by Yueyun Wang & Yong Xu; in the middle panel: *Didymocystis tetrathalamus* (photoed by Jun Sun & Sonia Munir), *Pennatula* sp. (photoed by Kuidong Xu), *Syracosphaera histrica* (photoed by Jun Sun & Haijiao Liu); and in the lower panel: *Clytia malayense* (photoed by Peng Xiang), *Ornithocercus magnificus* (photoed by Jun Sun & Bing Xue) and *Paraclione longicaudata* (photoed by Xiaoyin Chen).

• 编者按 •

全球气候变化下的海洋生物多样性

孙 军^{1,2*} 林 茂³ 陈孟仙⁴ 徐奎栋⁵

1 (天津科技大学海洋与环境学院, 天津 300457)

2 (天津科技大学天津市海洋资源与化学重点实验室, 天津 300457)

3 (国家海洋局第三海洋研究所, 福建厦门 361005)

4 (“中山大学”海洋科学系, 台湾高雄 80424)

5 (中国科学院海洋研究所海洋生物分类与系统演化实验室, 山东青岛 266071)

Marine biodiversity under global climate change

Jun Sun^{1,2*}, Mao Lin³, Meng-Hsien Chen⁴, Kuidong Xu⁵

1 College of Marine and Environmental Sciences, Tianjin University of Science and Technology, Tianjin 300457

2 Tianjin Key Laboratory of Marine Resources and Chemistry, Tianjin University of Science and Technology, Tianjin 300457

3 Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen, Fujian 361005

4 Department of Oceanography, “Sun Yat-sen University”, Kaohsiung, Taiwan 80424

5 Department of Marine Organism Taxonomy and Phylogeny, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

当前人类社会的发展改变了整个地球生态系统, 地球历史进入了全新的人类世(Anthropocene)阶段(Steffen et al, 2007)。人类活动对海洋生态系统及其生物多样性造成越来越显著的影响, 尤以全球气候变化(global climate change)对海洋生物多样性的改变最为深刻, 且影响面较广。

全球气候变化主要表现在人类活动造成的化石燃料向大气排放过多的 CO₂ 而引起海水表层升温、海平面上升、降雨改变、海洋表层海水酸化、海流变化及紫外线辐射增强等一系列环境改变(Harvell et al, 2002), 进而影响海洋生态系统和生物多样性。在全球气候变化影响下, 海洋的水体和底栖生境两大类生态系统都发生了或多或少的变化, 包括多样性的变化。

全球气候变化对海洋生物多样性的作用多集中于以浮游植物为起点的食物链关系及相关的生物多样性(孙军和薛冰, 2016)。研究表明, 全球气候变化下, 浮游植物暖水种向两极扩张, 分布范围扩大, 而冷水种分布范围则缩小(Hays et al, 2005); 一些地区的优势类群发生了改变, 由冷水种转变为暖

水种, 由真核生物逐渐演变为原核生物(Karl et al, 2001)。同时, 大气 CO₂ 分压升高造成的海水酸化会影响颗石藻的钙化过程, 也会降低浮游植物多样性, 优势类群由金藻逐渐演变成大型甲藻(Findlay et al, 1999)。海水表层暖化造成的上层海水层化及紫外辐射的增强会促进浮游植物群落向更小细胞组成占优势的方向演替(Hallegraeff, 2010)。

浮游动物是海洋生态系统中的初级消费者, 连接着浮游植物与高营养级生物类群, 在海洋生态系统中扮演着转换者的重要角色。全球气候增温条件下, 大西洋西北部的暖水性中型浮游动物的分布范围北移了1,000 km, 而冷水性物种分布范围缩小(Hays et al, 2005); 在中国, 东海浮游动物冷温种和暖温种数量大幅下降, 亚热带种及热带种丰度增加, 优势种发生变化(徐兆礼, 2011)。在海水酸化的影响下, 一些有壳浮游动物的壳生长减缓, 壳的溶解变形加剧。在高CO₂分压下, 桡足类的繁殖成功率有所下降, 而群落结构的变化不明显; 不同物种的摄食率表现不同, 如哲水蚤(*Calanus*)的摄食率降低, 而瘦尾胸刺水蚤(*Centropages tenuiremis*)的摄食率

收稿日期: 2016-07-18

基金项目: 国家自然科学基金(41276124, 41581260340)和教育部长江学者奖励计划

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: phytoplankton@163.com

却增高(De Kluijver et al, 2013)。值得一提的是, 人类活动下造成的海水酸化(例如工厂排放酸性水体等)会造成局地浮游生物群落的极大改变, 降低浮游植物、浮游动物、虾、蟹幼体及鱼卵-仔鱼的丰度(陈孟仙等, 2016)。

同样, 由于全球气候变化影响, 全球鱼类的分布将发生大规模的变化, 海洋鱼类每10年会偏离它们的传统栖息地40 km以上(Cheung et al, 2009), 例如一些主要分布在南海海域的暖水种在台湾海峡也能检测到(陈宝红等, 2009)。海水温度升高使黄海冷温性和冷水性的鱼类得不到冷水团的保护进而出现衰退的迹象(刘静和宁平, 2011), 也会引起肉食性鱼类数量增加, 而使小型鱼类、虾类和螃蟹的数量减少(Sheridan et al, 2003)。不同鱼类物种对酸化的响应也不同, 酸化会抑制一些鱼类幼体的生长及增加死亡率, 如美洲原银汉鱼(*Menidia beryllina*); 而酸化对大西洋鲱鱼(*Clupea harengus*)的影响不大(Baumann et al, 2012)。另外, 紫外辐射增强使得大西洋鳕鱼卵的死亡率增加(周秋麟等, 2004)。

太平洋温度上升引起海龟繁殖后代的雌性比例增加, 雄性比例降低, 进而影响海龟种群的发展(Hawkes et al, 2007)。而海平面上升会威胁海龟的栖息地, 使海龟面临灭绝的危险(Fuentes et al, 2011)。由于温度升高以及风向、风速的变化, 北海浮游生物群落结构发生了改变, 进而通过食物链影响到海鸟的繁殖习性、生存以及种群稳定性(Frederiksen et al, 2006)。海冰的融化会造成海鸟及一些海洋生物(如企鹅、海豹)的栖息地丧失, 进而对其数量及分布造成影响, 甚至灭绝(Ainley et al, 2003)。

全球气候变化的影响在近岸和浅海的底栖生态系统中表现最为明显。全球变暖导致沿岸和近海海草和大型藻等大型海洋植物的分布范围减小(郑凤英等, 2013), 甚至会导致它们面临灭绝的危险。在黄海, 由于海水增温, 近50年来软体动物的多样性降低, 群落结构发生巨大变化, 优势物种正在向小型化、生长周期短、少数种数量占优势的趋势发展, 而黄海冷水性底栖生物的分布范围缩小, 数量

减少, 多毛类优势种消失, 某些物种已崩溃或灭绝(刘瑞玉, 2011)。海洋酸化会抑制软体动物的生长及钙化, 其数量的降低会导致高营养级生物对小型牡蛎摄食的增加; 而受酸化的影响, 棘皮动物的幼体死亡率增加, 酸化对棘皮动物的生长、钙化及繁殖的影响不同(Aze et al, 2014)。全球气候变化也会改变无脊椎动物的群落结构和生物量(Cheung et al, 2009)。

海平面上升导致红树林的分布向陆地萎缩, 改变红树林生物的物种组成。大气CO₂分压升高, 向海端生物受到的侵蚀增强, 导致红树提前成熟, 且不同物种的生长受到的影响不同, 如高盐物种的生长受影响不大, 而低盐物种的生长以及分枝得到促进(Farnsworth et al, 1996)。温度升高会降低红树林生物的存活率, 促进其繁殖与生长, 并影响其分布、群落组成及多样性; 同时, 降雨的变化会改变红树林的物种组成、生长, 以及红树林动物的多样性(Alongi, 2008)。温度升高导致珊瑚的分布在北半球进一步向北移(杜建国等, 2012), 而CO₂浓度的增加会降低珊瑚礁的钙化, 侵蚀珊瑚骨骼, 不利于珊瑚礁的生长, 进而导致珊瑚礁物种组成、群落结构发生变化(陈宝红等, 2009)。受海水酸化的影响, 大堡礁的滨珊瑚属(*Porites*)的延伸率和骨骼密度都有所降低, 短时间的酸化会降低冷水性珊瑚的生长及代谢, 而长时间的酸化对其生长抑制不明显(Aze et al, 2014)。

正因为全球气候变化对海洋生物多样性的影响巨大而深远, 我们组织了几次相关的研讨会, 遴选汇集了近年来海峡两岸科学家关于海洋生物多样性的相关成果, 集于本专辑, 以飨读者。从浮游植物、浮游动物、海藻、底栖动物等多样性的全球气候变化响应、长周期监测到保护, 反映了近年来海峡两岸海洋生物多样性研究的一些进展, 期望通过本专辑引起同行对全球气候变化下的海洋生物多样性问题更多关注。

文中参考文献见<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016195-1.pdf>。

(责任编辑: 周玉荣)

参考文献

- Ainley DG, Tynan CT, Stirling I (2003) Sea ice: a critical habitat for polar marine mammals and birds. In: *Sea Ice: An Introduction to Its Physics, Chemistry, Biology and Geology* (eds Thomas DN, Dieckmann GS), pp. 240–266. Blackwell Science, Oxford.
- Alongi DM (2008) Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 1–13.
- Baumann H, Talmage SC, Gobler CJ (2012) Reduced early life growth and survival in a fish in direct response to increased carbon dioxide. *Nature Climate Change*, 2, 38–41.
- Chen BH, Zhou QL, Yang SY (2009) Impacts of climate change on marine biodiversity. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 28, 437–444. (in Chinese with English abstract) [陈宝红, 周秋麟, 杨圣云 (2009) 气候变化对海洋生物多样性的影响. 台湾海峡, 28, 437–444.]
- Chen M-H, Wong S-L, Chen T-C, Chen C-T (2016) Time series variation of plankton in a remote industrial island, Taiwan Strait, southwestern Taiwan. *Biodiversity Science*, 24, 748–756. (in Chinese with English abstract) [陈孟仙, 翁韶莲, 陈姿君, 陈镇东 (2016) 台湾海峡离岛工业区海域浮游生物丰度之长期变化. 生物多样性, 24, 748–756.]
- Cheung WWL, Lam VWY, Sarmiento JL, Kearney K, Watson R, Pauly D (2009) Projecting global marine biodiversity impacts under climate change scenarios. *Fish and Fisheries*, 10, 235–251.
- De Kluijver A, Soetaert K, Czerny J, Schulz KG, Boxhammer T, Riebesell U, Middelburg JJ (2013) A ^{13}C labeling study on carbon fluxes in Arctic plankton communities under elevated CO_2 levels. *Biogeosciences*, 10, 1425–1440.
- Du JG, Cheung WWL, Chen B, Zhou QL, Yang SY, Ye GQ (2012) Progress and prospect of climate change and marine biodiversity. *Biodiversity Science*, 20, 745–754. (in Chinese with English abstract) [杜建国, William W. L. Cheung, 陈彬, 周秋麟, 杨圣云, Guanqiong Ye (2012) 气候变化与海洋生物多样性关系研究进展. 生物多样性, 20, 745–754.]
- Farnsworth EJ, Ellison AM, Gong WK (1996) Elevated CO_2 alters anatomy, physiology, growth, and reproduction of red mangrove (*Rhizophora mangle* L.). *Oecologia*, 108, 599–609.
- Findlay DL, Kasian SEM, Turner MT, Stainton MP (1999) Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biology*, 42, 159–175.
- Frederiksen M, Edwards M, Richardson AJ, Halliday NC, Wanless S (2006) From plankton to top predators: bottom-up control of a marine food web across four trophic levels. *Journal of Animal Ecology*, 75, 1259–1268.
- Fuentes MMPB, Limpus CJ, Hamann M (2011) Vulnerability of sea turtle nesting grounds to climate change. *Global Change Biology*, 17, 140–153.
- Hallegraeff GM (2010) Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge. *Journal of Phycology*, 46, 220–235.
- Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, Altizer S, Dobson AP, Ostfeld RS, Samuel MD (2002) Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296, 2158–2162.
- Hawkes LA, Broderick AC, Godfrey MH, Godley BJ (2007) Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology*, 13, 923–932.
- Hays GC, Richardson AJ, Robinson C (2005) Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 337–344.
- Karl DM, Bidigare RR, Letelier RM (2001) Long-term changes in plankton community structure and productivity in the North Pacific Subtropical Gyre: the domain shift hypothesis. *Deep Sea Research, Part II: Topical Studies in Oceanography*, 48, 1449–1470.
- Liu J, Ning P (2011) Species composition and faunal characteristics of fishes in the Yellow Sea. *Biodiversity Science*, 19, 764–769. (in Chinese with English abstract) [刘静, 宁平 (2011) 黄海鱼类组成、区系特征及历史变迁. 生物多样性, 19, 764–769.]
- Liu RY (2011) Progress of marine biodiversity studies in China seas. *Biodiversity Science*, 19, 614–626. (in Chinese with English abstract) [刘瑞玉 (2011) 中国海物种多样性研究进展. 生物多样性, 19, 614–626.]
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2014) *An Updated Synthesis of the Impacts of Ocean Acidification on Marine Biodiversity* (eds Hennige S, Roberts JM, Williamson P), pp. 65–69. Technical Series No. 75, Montreal.
- Sheridan P, Minello TJ (2003) Nekton use of different habitat types in seagrass beds of Lower Laguna Madre, Texas. *Bulletin of Marine Science*, 72, 37–61.
- Steffen W, Crutzen PJ, McNeill JR (2007) The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature. *AMBIO*, 36, 614–621.
- Sun J, Xue B (2016) Marine phytoplankton diversity and the impact of global climate change. *Biodiversity Science*, 24, 739–747. (in Chinese with English abstract) [孙军, 薛冰 (2016) 全球气候变化下的海洋浮游植物多样性. 生物多样性, 24, 739–747.]
- Xu ZL (2011) The past and the future of zooplankton diversity studies in China seas. *Biodiversity Science*, 19, 635–645. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼 (2011) 中国近海浮游动物多样性研究的过去和未来. 生物多样性, 19, 635–645.]
- Zheng FY, Qiu GL, Fan HQ, Zhang W (2013) Diversity, distribution and conservation of Chinese seagrass species. *Biodiversity Science*, 21, 517–526. (in Chinese with English abstract) [郑凤英, 邱广龙, 范航清, 张伟 (2013) 中国海草的多样性、分布及保护. 生物多样性, 21, 517–526.]
- Zhou QL, Yin WP, Chen BH (2004) Effects of ultraviolet B radiation on marine ecosystem. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 23, 107–115. (in Chinese with English abstract) [周秋麟, 尹卫平, 陈宝红 (2004) 紫外线B对海洋生态系统的影响. 台湾海峡, 23, 107–115.]

•综述•

全球气候变化下的海洋浮游植物多样性

孙 军^{1,2*} 薛 冰^{1,2}¹ (天津科技大学海洋与环境学院, 天津 300457)² (天津科技大学天津市海洋资源与化学重点实验室, 天津 300457)

摘要: 理解全球气候变化对地球生态系统的影响是全世界广泛关注的问题, 而相比于陆地生态系统, 海洋生态系统对全球气候变化更为敏感。全球气候变化对海洋的影响主要表现在海洋暖化、海洋酸化、大洋环流系统的改变、海平面上升、紫外线辐射增强等方面。浮游植物是海洋生态系统最重要的初级生产者, 同时对海洋碳循环起到举足轻重的作用, 其对全球气候变化的响应主要体现在物种分布、初级生产力、群落演替、生物气候学等方面。具体表现在以下方面: 暖水种的分布范围在扩大, 冷水种分布范围在缩小; 浮游植物全球初级生产力降低; 浮游植物群落会向细胞体积更小的物种占优势的方向转变; 浮游植物水华发生的时间提前、强度增强; 一些有害物种水华的发生频率也会增加; 海洋表层海水的酸化会影响浮游植物特别是钙化类群的生长和群落多样性; 紫外辐射增强对浮游植物的生长起到抑制作用; 厄尔尼诺、拉尼娜、降水量的增加通常抑制浮游植物生长。浮游植物生长和分布的变化会体现在多样性的各个层面上。对于浮游植物在全球变化各种驱动因子下的生理生态学和长周期变动观测等是今后研究的重要方向, 也将为理解全球变化下的浮游植物-多样性-生态系统响应与反馈机制提供基本信息。

关键词: 全球气候变化; 浮游植物; 生物多样性; 生物量; 分布; 物候学; 群落结构

Marine phytoplankton diversity and the impact of global climate change

Jun Sun^{1,2*}, Bing Xue^{1,2}¹ College of Marine and Environmental Sciences, Tianjin University of Science and Technology, Tianjin 300457² Tianjin Key Laboratory of Marine Resources and Chemistry, Tianjin University of Science and Technology, Tianjin 300457

Abstract: Understanding the effect of global climate change (GCC) on earth ecosystems is a key issue worldwide. Compared to terrestrial ecosystems, marine ecosystems are more sensitive to GCC. Stresses that GCC brings to oceans include warming, ocean acidification, changes in currents, sea level rise, and enhancement of ultraviolet radiation, etc. Phytoplankton are the key primary producers in marine ecosystems and very important in the ocean carbon cycle. Distribution patterns, primary productivity, community succession and phenology of phytoplankton can all be affected by GCC. For phytoplankton species distribution, the distribution region of warm-water species is generally extended, which is opposite the trend of cold-water species. Phytoplankton primary productivity is decreased globally, and phytoplankton cell sizes are gradually reduced. Intensity and timing of phytoplankton blooms are stronger and earlier, with a higher frequency of harmful algal blooms. Ocean acidification has been found to greatly affect the metabolisms and biodiversity of marine organisms, especially calcifying species. Enhancement of ultraviolet radiation may inhibit the growth of phytoplankton. Furthermore, El Niño, La Niña and enhanced precipitation will decrease phytoplankton biomass. The changes in phytoplankton growth and distribution will lead to variation of its biodiversity from the gene to ecosystem levels. Phytoplankton eco-physiological studies under GCC driven factors and long-term monitoring

收稿日期: 2016-06-24; 接受日期: 2016-07-19

基金项目: 国家自然科学基金(41176136, 41276124, 41581260340)和教育部长江学者奖励计划

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: phytoplankton@163.com

are key pathways for understanding the phytoplankton-diversity-ecosystem responses and feedbacks under GCC.

Key words: global climate change; phytoplankton; biodiversity; biomass; distribution; phenology; community structure

生物多样性是生命系统从基因到生态系统水平各个层次的多样性总和, 其中包含了生物及其与环境形成的生态复合体以及与此相关的各种生态过程(马克平等, 1995)。生物多样性通过生态系统的功能与周围的环境进行着很强的相互作用, 在海洋中尤其如此。海洋生物多样性源自全球和海洋环境的变迁, 是大自然演变的结果, 也时刻在改变着海洋以及全球的环境(孙军, 2011)。

全球变化是近些年研究的热点, 它表述了地球系统随着自然或者人为活动而发生的改变(彭少麟, 1997), 其中的全球气候变化其速度之快是空前的, 对海洋生物及生态系统的影响也是前所未有的(Brierley & Kingsford, 2009)。据估计, 到2100年大气CO₂浓度可以达到750–1,000 ppm (Hallegraeff, 2010); 全球平均温度约以每10年0.2°C的速度增长(Hansen et al, 2006); 海水pH值以每10年0.02的速度下降(Doney et al, 2009); 而20世纪初期以来, 上层海洋的平均温度增长了0.6°C (Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010)。1975年到2008年, 全球700 m以浅海洋吸收的热量增加了 1.4×10^{23} J (Levitus et al, 2009)。全球气候变化对全球的影响不均匀, 两极地区受影响更为明显, 变化率为全球平均变化率的2倍(Bindoff et al, 2007)。

有关全球气候变化情景下生物多样性变化的研究越来越受到各国研究者的重视, 但其模型研究方法仍然存在一些问题, 如模型的模拟结果存在不确定性区间、模型空间分辨率选取不当、研究对象范围过小、不考虑种群动态等, 未来的研究需要扩大生物多样性的研究对象范围, 以克服一些模型的限制, 并用一些实测的数据来验证模型的结果(Bellard et al, 2012)。大气CO₂浓度的增加以及全球变暖对生态系统的影响机制也还不是很清楚(Hughes, 2000)。相对于陆地生态系统, 海洋生态系统对全球气候变化更为敏感(Edwards & Richardson, 2004)。然而, 有关海洋生态系统对全球气候变化响应的研究则相对较少(Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010)。

浮游植物是海洋生态系统中的初级生产者, 是食物链及食物网结构的基础, 其多样性的变化可能导致食物网结构发生变化。浮游植物物种分布的变化对环境的变化具有指示作用(Round, 1981), 同时其群落结构、生物量及生产力的改变也改变着全球气候, 表现在碳通量、云反照率和海水光通量与热通量的全球变化等方面(孙军等, 2002)。因此, 浮游植物的变化与全球气候变化之间的关系是当今海洋生态学的研究热点(乐凤凤等, 2006)。由于影响浮游植物的因子众多, 如可利用的资源、种群密度、捕食等, 因此全球气候变化与浮游植物之间的关系十分复杂(Winder & Sommer, 2012)。

全球气候变化对浮游植物的影响主要表现在海洋暖化、酸化、层化、海平面升高、环流系统的变化等带来的影响(Harvell et al, 2002)。而浮游植物对全球气候变化的响应主要表现在多样性、生物量、初级生产力以及物种组成等的变化(Findlay et al, 1999)。

全球气候变化会影响浮游植物的物候学、生长、物种组成及细胞大小等。浮游植物的爆发式生长, 也即水华, 驱动了许多的生态过程, 是向高营养级生物输入能量的主要来源(Winder & Cloern, 2010)。浮游植物春季水华是由水温以及光所驱动, 而在深海中, 水华则与温度层化有关。大量研究表明, 受全球气候变化的影响, 浮游植物水华的时间及规模已经发生了变化(Thuiler, 2007), 而进一步造成了浮游植物水华期与浮游动物生长期的不一致, 从而会影响食物链的能量传递。蓝藻及甲藻水华的增多对生态系统的营养传递、水体环境质量以及渔业生产都有重要的影响。另外, 全球气候变化会促使浮游植物体积变小, 而小细胞的碳输出效率低, 进而对气候产生负反馈。这类种群体积大小的改变, 又会使得各物种之间的相互关系也发生改变, 最终导致生态系统结构的改变(Litzow & Ciannelli, 2007)。也有研究表明, 全球气候变化对浮游植物生长的影响不一致, 可能会存在地区差异性(Winder & Sommer, 2012)。下面就全球升温、大气CO₂分压

升高和海洋酸化、海流变化和层化、紫外线增加等全球气候变化过程对海洋浮游植物及其多样性变化的影响分别进行介绍。

1 全球升温与浮游植物多样性

温度能直接影响浮游植物的代谢活动,如光合作作用和呼吸作用,继而改变浮游植物的生长和种群分布,从物种到群落再到生态系统水平影响着浮游植物的多样性。

(1)全球升温会降低海洋中的初级生产力。温度每升高10°C,生化反应率将提高一倍(Brierley & Kingsford, 2009)。全球变暖会增加光自养生产的光饱和率,因此,温度升高会导致浮游植物生长加快以及物质积累增加(Winder & Sommer, 2012)。然而,相比于增加初级生产力,暖化更促进摄食者对浮游植物的摄食,浮游植物的下行控制(top-down control)增强(Sommer & Lewandowska, 2011),更重要的是在全球范围加剧水体层化现象(Barker et al, 2009),导致真光层营养盐供给不足,进而降低浮游植物初级生产过程。受温度升高的影响,东北大西洋冷水区浮游植物细胞丰度升高,而暖水区浮游植物细胞丰度降低(Richardson & Schoeman, 2004)。南极半岛西部夏季表层叶绿素 a (Chl a)浓度在三十几年间下降12%,其变化趋势反映了海冰覆盖、云的形成以及风的变化趋势(Montes-Hugo et al, 2009)。从20世纪90年代起,全球的年初级生产力至少下降6%,其中4%发生在高纬度地区(Gregg et al, 2003)。Boyce等(2010)对1899年以来全球尺度的浮游植物变化进行了研究,发现全球海洋的叶绿素浓度整体呈下降趋势,其中太平洋东部、印度洋北部及东部海区的叶绿素浓度增加,高纬度地区(>60°)则相反,而开阔大洋叶绿素浓度下降速度高于近岸海域(Boyce et al, 2010)。卫星及长期现场调查表明,温暖时期太平洋的叶绿素浓度很低(Behrenfeld et al, 2006)。

(2)全球变暖影响浮游植物物种分布,使得暖水种的分布范围向两极扩张,而冷水种分布范围缩小(Hays et al, 2005)。温度变化1°C,生态区的范围变化可达160 km (Thuiler, 2007)。如角藻属(*Ceratium*)的很多种的分布范围逐渐向北扩展:1970年以前,波状角藻(*C. trichoceros*)仅分布在英国南部海域,后来扩展到了苏格兰西海岸以及北海北部(Barnard

et al, 2004);网纹角藻(*C. hexacanthum*)的分布范围40年间向北扩大了1,000 km (Findlay et al, 1999)。又如冷水种的甲藻*Bityectatodinium tepikiense*,其分布范围达到43° S,而在最后一次间冰期其范围仅能达到34° S (McMinn & Sun, 1994)。20世纪90年代中期,北海的优势类群由冷水种转变为暖水种(Beaugrand, 2004)。北太平洋副热带环流对浮游植物的长期影响研究表明,浮游植物群落优势种发生了变化,由真核生物逐渐演变为以原绿球藻(*Prochlorococcus* spp.)为主的原核生物,而造成这一现象的原因可能就是全球变暖(Karl et al, 2001)。对白令海的长期(1979–2011年)研究发现,Chl a 浓度增高,蓝藻、定鞭藻以及金藻的丰度在增长,而隐藻的丰度在下降,造成这一变化的主要原因也是温度升高(Suikkanen et al, 2013)。

(3)表层海水升温会影响浮游植物的物候学。在富营养水体中,暖化会影响浮游植物水华发生的时间及强度(Thuiler, 2007)。温度升高1°C,春季水华持续时间延长1天(Sommer & Lewandowska, 2011)。全球变暖导致秋季水华平均提前5天发生,而对春季水华的发生时间几乎没有影响(Edwards & Richardson, 2004);而Wiltshire和Manly (2004)在北海的研究表明,受升温的影响,硅藻春季水华发生时间推迟到了春末时期。在斯凯尔特河河口西部(Western Scheldt Estuary),浮游植物水华的爆发时间随着升温的提前而提早(Kromkamp & Van Engel-land, 2009)。在白令海,海冰融化时间推迟导致冷水中浮游植物水华爆发时间提前,而暖水区域,海冰融化时间提前会引起浮游植物水华爆发时间推迟(Brierley & Kingsford, 2009)。南极半岛近岸海域浮游植物群落结构发生了改变,优势类群由硅藻变为隐藻,而这一变化与冰融的时间及规模有关,浮游植物优势类群的变化对南极磷虾(Antarctic krill)有负面影响,进而引起南极食物链的变化(Moline et al, 2004)。

(4)随着温度的升高,浮游植物的细胞以及群体的大小有减小的趋势,浮游植物生物量也会降低(Daufresne et al, 2009)。温度升高1°C,浮游植物体内细胞体积降低2.5% (Atkinson et al, 2003)。

(5)温度升高,硅酸盐的浓度也会下降,从而影响硅藻的生长。在温度高于23°C时,蓝藻的生长率要高于硅藻及绿藻(Jäger et al, 2008)。模拟研究中温

度单独为影响因子时,对浮游植物C:N:P几乎没有影响,而温度与其他变化(营养盐、CO₂浓度)耦合时,对浮游植物C:N:P影响很大(Finkel et al, 2009)。

2 大气CO₂分压升高和海洋酸化与浮游植物多样性

大气CO₂浓度升高和海洋酸化都会改变浮游植物细胞的生理生态过程,进而改变其生长和种群动力学,最终改变浮游植物在水体中的多样性。CO₂浓度的增加会增加浮游植物的固碳效率,其光合作用随之增强,但对一些不能适应高CO₂浓度的物种来说则会产生不利影响(Hays et al, 2005)。模型研究表明,当CO₂分压到达1,150 ppm时,全球硅藻的相对丰度会降低10%,而北大西洋及亚南极太平洋的硅藻相对丰度会减少40% (Bopp et al, 2005)。以硅藻与颗石藻为主的浮游植物群落,当CO₂分压到达700 ppm和1,050 ppm时,初级生产力分别增长27%及39% (Riebesell et al, 2007)。然而, Clark和Flynn (2000)对9种海洋浮游植物的研究表明:增加CO₂浓度不会提高浮游植物生长率。Tortell等(2002)对赤道太平洋的生物监测表明,低CO₂分压(150 ppm)有利于棕囊藻(*Phaeocystis* spp.)而不利硅藻的生长,但高CO₂分压(750 ppm)有利于硅藻的生长。此外,高CO₂浓度有利于赫氏艾密里藻(*Emiliania huxleyi*)以及nano级(2–20 μm)浮游植物的生长,进而影响浮游植物平均细胞大小,而对pico级(0.2–2 μm)浮游植物几乎没有影响(Engel et al, 2008)。通过提高CO₂浓度来促进浮游植物生长的方式会改变浮游植物C:N:P比值,C:N比以及C:P比通常会升高(Finkel et al, 2009)。然而,浮游植物也许能够适应未来高CO₂分压的环境(Finkel et al, 2009)。CO₂浓度升高导致海洋表层温度升高、海洋酸化、降低冬季对流以及营养盐的可利用性等,这些变化会降低初级生产力,进而削弱生物泵效应,通过负反馈,大气CO₂浓度会随之进一步升高(Hallegraeff, 2010)。

海洋酸化会对浮游植物多样性产生直接影响,特别是钙化的微藻。海洋酸化是大气CO₂浓度升高引起的一种变化,全球海洋每小时几乎能吸收100万吨的CO₂ (Brierley & Kingsford, 2009),而受风及温度的影响,海洋CO₂的吸收率存在地区差异性,冷的水体更易酸化(Guinotte & Fabry, 2008)。酸化对钙化及非钙化浮游植物均会产生直接影响。多数研

究表明,酸化能促进钙化和非钙化浮游植物的生长,增加初级生产力。钙化浮游植物主要为颗石藻,酸化可以影响颗石藻的钙化过程,其中研究较多的是赫氏艾密里藻,不同株系的赫氏艾密里藻对酸化的响应也不尽相同,有的研究中促进其生长但降低其钙化速率(Lohbeck et al, 2012),然而也有研究提出,在高CO₂浓度下赫氏艾密里藻的钙化及净初级生产力都会增加(Iglesias-Rodriguez et al, 2008)。此外,酸化可以使浮游植物多样性降低,浮游植物群落由金藻占优逐渐演变成大型甲藻占优,进而导致生物量的增加(Findlay et al, 1999)。同时,酸化可能还利于有害藻类的生长以及有毒物质的扩散(Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2014)。

酸化会影响浮游植物对铁的吸收利用而间接影响浮游植物,如降低硅藻与颗石藻对铁的吸收率。而铁与不同的物质结合时,酸化对浮游植物铁吸收有不同的影响。当铁与邻苯二酚型铁载体(azotocheline)结合时,pH值对威氏海链藻(*Thalassiosira weissflogii*)的铁吸收几乎没有影响,当铁与DFB (desferri-ferrioxamine B)结合时,威氏海链藻的铁吸收随pH值的降低而降低。实验表明,当pH从8.4降到7.9时,浮游植物对铁的吸收率下降10–20% (Shi et al, 2010)。同时,pH值的降低能引起有害微量元素含量的升高,如铜元素(Hallegraeff, 2010),还会抑制生物代谢以及热耐受性(Pörtner et al, 2005)。

3 海流变化和层化与浮游植物多样性

全球气候变化对大洋环流系统产生了影响,还会加强海洋的层化现象,海流的变化直接影响浮游植物的分布及其多样性。受全球气候变化的影响,东澳大利亚流(East Australia Current)已经向南扩展了360 km (Brierley & Kingsford, 2009),而由于东澳大利亚洋流的加强,有毒冈比亚藻(*Gambierdiscus toxicus*)的分布范围由25° S向南扩大到37° S (Hallegraeff, 2010)。

格陵兰冰原的融化削弱了大西洋经向翻转环流(Schmittner, 2005),而大西洋经向翻转环流对全球热盐环流有重要影响,它的削弱会使混合层变浅,造成营养盐缺乏,最终导致碳输出减少(Barker et al, 2009)。温度跃层强度及持续时间对浮游植物细胞沉降有直接影响,与表层、底层相比,

温度跃层处的沉降速率较低(Pitcher et al, 1989)。厄尔尼诺发生时, 赤道暖水会从西太平洋向东太平洋扩展, 从而取代东部的冷水, 而拉尼娜发生时, 西赤道太平洋暖水仍会存在, 但温度会比正常情况低 3°C (Dulvy et al, 2003)。上升流及下降流可以影响下层营养盐向上层水体的运输。层化加强阻碍营养盐的向上涌升, 导致表层海水营养盐缺乏。个体小的浮游植物由于细胞表面积与体积比值大, 它们能快速地进行营养盐交换(Litchman et al, 2007)。因此, 营养盐浓度低会促进浮游植物向个体更小的方向发展。有研究表明, 层化会抑制硅藻的生长, 而促进甲藻的生长(Granéli & Moreira, 1990; Doblin et al, 2005), 从而使浮游植物群落向甲藻演替。此外, 层化还会带来水体的缺氧, 进而影响浮游植物的生长。北大西洋涛动的异常导致波罗的海水体层化提前, 进而导致浮游植物春季水华爆发时间提前(Smayda et al, 2004)。

全球气候变化还会影响海洋垂直混合的强度, 而混合强度会影响光照、海表温度以及营养盐的循环再利用, 进而影响浮游植物生长。混合层变浅对高纬度地区受光及海水混合层深度限制的浮游植物有利(Boyce et al, 2010), 暖化及混合层削弱的共同作用使得低纬度海区叶绿素浓度降低。富营养水体的垂直混合过程的减弱还会使有浮力的蓝藻与下沉的浮游植物物种之间的优势关系发生改变(Huisman et al, 2004)。

4 紫外线增加与浮游植物多样性

随着地球臭氧层的破坏, 进入到地球表面的太阳辐射增强, 其中的紫外辐射也随之增强。紫外辐射尤其是其中的UVB, 能对浮游植物细胞的一些生理过程产生不利影响, 如光合作用、营养吸收、细胞活性及定位、细胞寿命以及DNA结构(Häder et al, 1991)。个体较小的细胞对UVB更加敏感, 它们抵御UVB需要消耗的能量较高, 因此, UVB强度会影响浮游植物群落的个体尺寸大小(Hallegraeff, 2010)。暴露在高紫外辐射下时, 一些硅藻很难生存, 如中肋骨条藻(*Skeletonema costatum*), 但也有一些硅藻, 如咖啡形双眉藻(*Amphora coffeaeformis*)、长耳齿状藻(*Odontella aurita*)能适应高强度的紫外辐射(Fouqueray et al, 2007)。太阳辐射会引起浮游植物体内C:N:P的变化, 会降低浮游植物细胞的C:P或N:P

(Hessen et al, 2008)。不同环境的浮游植物对紫外辐射的敏感程度不同, 南极大洋的浮游植物对紫外辐射的敏感程度要高于近岸浮游植物(Fritz et al, 2008)。不同的物种对太阳辐射的反应也不同, 过低及过高的太阳辐射都能影响盐生杜氏藻(*Dunaliella salina*)的生长, 但只有高辐射才对威氏海链藻生长产生抑制作用, 而*Heterocapsa triquetra*对太阳辐射变化不敏感(Barbieri et al, 2006)。UVB辐射几乎不会影响热带、温带及亚南极浮游植物的生物量(Häder et al, 2011)。此外, 紫外辐射会影响一些浮游植物物种在水体中的垂直分布, 辐射增强使一些物种向更深水层分布(Bischof et al, 1998)。

5 其他变化与浮游植物多样性

全球气候变化还表现在厄尔尼诺及拉尼娜现象频发、降水模式的变化等方面。受厄尔尼诺暖水的影响, 秘鲁寒流受到影响, 导致浮游植物生产降低, 进而影响渔业产量(Alheit & Niquen, 2004)。有研究表明, 巴哈马梨甲藻(*Pyrodinium bahamense*)的水华与厄尔尼诺现象呈正相关关系(Maclean, 1989; Azanza & Max Taylor, 2001), 米氏凯伦藻(*Karenia mikimotoi*)及其亲缘种的水华爆发与厄尔尼诺有关(Rhodes et al, 1993; Chang et al, 1998)。降水模式的改变影响河流向海洋的淡水输送, 进而对近岸海洋生态系统产生影响。例如, 研究表明链状裸甲藻(*Gymnodinium catenatum*)与塔玛亚历山大藻(*Alexandrium tamarense*)的水华发生与河流的淡水输入有关(Hallegraeff et al, 1995; Anderson, 1997)。海洋气候的变化会增强近岸区域的富营养化水平, 而发生有害水华的物种分布范围扩大, 有害水华发生的规模也会变大, 进而影响珊瑚礁系统及更高营养级生物的生长(Bauman et al, 2010)。全球气候变化导致珊瑚白化, 进而导致与其共生的单细胞藻类的死亡而间接影响浮游植物的生长(Riebesell et al, 2007)。冰川融化会导致海水盐度降低, 盐度会影响浮游植物渗透压, 有室内培养实验发现, 盐度低时浮游植物生长较快(Finkel et al, 2009)。海冰的损失在富营养的近岸区域比较明显, 因此海冰融化会提高该海域的初级生产力(Arrigo et al, 2008)。

6 展望

全球气候变化会改变生态系统的一些功能, 如

初级生产力、生物地球化学循环过程(Richardson & Jackson, 2007)、食物网的能量传递过程、浮游生物群落结构等(Sommer et al, 2002), 而浮游植物多样性是地球生物化学多样性的关键驱动者(Behrenfeld et al, 2006)。目前研究全球气候变化下浮游植物的响应所面临的挑战在于浮游植物的变化究竟是如何影响更高营养级生物的, 以及全球气候变化如何对生态系统功能产生影响(Winder & Sommer, 2012)。全球气候变化使海洋生态系统面临多方面的压力, 而生理生态的实验很少研究复杂因素的交互作用, 也很少考虑到浮游植物的遗传多样性和生理可塑性。室内实验应该尽可能地模拟现场环境条件(Rost et al, 2008), 而传统的实验时间持续几天到几周不等, 这样短时间内就施加新的条件, 对实验对象驯化的时间过短, 导致实验结果存在一定偏差, 因此长时间、连续性的监测就变得尤为重要。同时, 将区域性研究与全球性研究结合起来, 区域变化体现全球变化, 全球变化又可以通过区域性的研究来实现。

目前, 对浮游植物长期监测的数据平台有大西洋经向横断面(AMT)、大西洋百慕大时间序列研究(BATS)、英国海洋数据中心(BODC)、连续浮游生物记录调查(CPR)、沿海和海洋浮游生物生态、生产和观测数据库(COPEPOD)、夏威夷海洋时间序列程序(HOT)、国际海洋考察理事会海洋数据库(ICES Oceanographic Database)、国际海洋数据中心(NODC)等(Hays et al, 2005), 这些数据平台对全球气候变化下的浮游植物研究十分必要。今后, 浮游生物长时间序列的可用、可访问的全球环境数据集、创新的合成技术以及新的全球计划, 将会对我们理解全球气候变化对浮游植物群落的影响机制具有突破性的帮助(Hays et al, 2005; Perry et al, 2004; Paerl et al, 2015)。

中国海浮游植物多样性的研究历史可以追溯到20世纪30年代(Nie, 1936), 但真正大规模的研究是在20世纪60年代以后, 经过50多年长足的发展, 目前已有大量的工作基础。但是关于全球气候变化对中国近海浮游植物多样性的影响以及相关的生态系统结构和功能变化的工作基本上还未展开。由于中国海浮游植物多样性从业人员众多, 加之近年来政府对全球气候变化研究的支持力度加强, 期望全球气候变化下中国海浮游植物多样性的研究

能够在国际学术舞台上展露光芒。

参考文献

- Alheit J, Niquen M (2004) Regime shifts in the Humboldt current ecosystem. *Progress in Oceanography*, 60, 201–222.
- Anderson DM (1997) Bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species in the northeastern US. *Limnology and Oceanography*, 42, 1009–1022.
- Arrigo KR, van Dijken G, Pabi S (2008) Impact of a shrinking Arctic ice cover on marine primary production. *Geophysical Research Letters*, 35, 19603.
- Atkinson D, Ciotti BJ, Montagnes DJS (2003) Protists decrease in size linearly with temperature: ca. 2.5% °C⁻¹. *Proceedings of the Royal Society London B: Biological Sciences*, 270, 2605–2611.
- Azanza RV, Max Taylor FJR (2001) Are *Pyrodinium* blooms in the Southeast Asian region recurring and spreading? A view at the end of the millennium. *Ambio*, 30, 356–364.
- Barker S, Diz P, Vautravers MJ, Pike J, Knorr G, Hall IR, Broecker WS (2009) Interhemispheric Atlantic seesaw response during the last deglaciation. *Nature*, 457, 1097–1102.
- Barbieri ES, Villafañe VE, Helbling EW (2006) Dynamics of oxygen production/consumption in *Dunaliella salina*, *Thalassiosira weissflogii* and *Heterocapsa triquetra* circulating within a simulated upper mixed layer. *Investigaciones Marinas*, 24, 97–108.
- Barnard RT, Batten S, Beaugrand G, Buckland C, Conway DVP, Edwards M, Gregory LW, Hailday NC, John AWG, Johns DG, Johnson AD, Jonas TD, Lindley JA, Nyman J, Pritchard P, Reid PC, Richardson AJ, Saxby RE, Sidey J, Smith MA, Stevens DP, Taylor CM, Tranter PRG, Walne AW, Wootton M, Wotton COM, Wright JC (2004) Continuous plankton records: plankton atlas of the North Atlantic Ocean (1958–1999). II. Biogeographical charts. *Marine Ecology Progress Series*, (Suppl.), 11–75.
- Bauman AG, Burt JA, Feary DA, Marquis E, Usseglio P (2010) Tropical harmful algal blooms: an emerging threat to coral reef communities? *Marine Pollution Bulletin*, 60, 2117–2122.
- Beaugrand G (2004) The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. *Progress in Oceanography*, 60, 245–262.
- Behrenfeld MJ, O'Malley RT, Siegel DA, McClain CR, Sarmiento JL, Feldman GC, Milligan AJ, Falkowski P, Letelier PM, Boss ES (2006) Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, 444, 752–755.
- Bellard C, Bertelsmeier C, Leadley P, Thuiller W, Courchamp F (2012) Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15, 365–377.
- Bindoff NL, Willebrand J, Artale V, Cazenave A, Gregory JM, Gulev S, Hanawa K, Le Quéré C, Levitus S, Nojiri Y (2007) Observations: Oceanic Climate Change and Sea Level, pp. 387–432. Cambridge University Press, Cambridge.
- Bischof K, Hanelt D, Wiencke C (1998) UV-radiation can affect depth-zonation of Antarctic macroalgae. *Marine*

- Biology, 131, 597–605.
- Bopp L, Aumont O, Cadule P, Alvain S, Gehlen M (2005) Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: a global model study. *Geophysical Research Letters*, 32, 19606.
- Boyce DG, Lewis MR, Worm B (2010) Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, 466, 591–596.
- Brierley AS, Kingsford MJ (2009) Impacts of climate change on marine organisms and ecosystems. *Current Biology*, 19, 602–614.
- Chang FH, Sharples J, Grieve JM, Miles M, Till DG (1998) Distribution of *Gymnodinium* cf. *breve* and shellfish toxicity from 1993 to 1995 in Hauraki Gulf, New Zealand. *Harmful Algae*, 139–142.
- Clark DR, Flynn KJ (2000) The relationship between the dissolved inorganic carbon concentration and growth rate in marine phytoplankton. *Proceedings of the Royal Society London B: Biological Sciences*, 267, 953–959.
- Daufresne M, Lengfellner K, Sommer U (2009) Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 106, 12788–12793.
- Doblin MA, Thompson PA, Revill AT, Butler EC, Blackburn SI, Hallegraeff GM (2005) Vertical migration of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* under different concentrations of nutrients and humic substances in culture. *Harmful Algae*, 5, 665–677.
- Doney SC, Fabry VJ, Feely RA, Kleypas JA (2009) Ocean acidification: the other CO₂ problem. *Marine Science*, 1, 169–192.
- Dulvy NK, Sadovy Y, Reynolds JD (2003) Extinction vulnerability in marine populations. *Fish and Fisheries*, 4, 25–64.
- Edwards M, Richardson AJ (2004) Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430, 881–884.
- Engel A, Schulz KG, Riebesell U, Bellerby R, Delille B, Schartau M (2008) Effects of CO₂ on particle size distribution and phytoplankton abundance during a mesocosm bloom experiment (PeECE II). *Biogeosciences*, 5, 509–521.
- Findlay DL, Kasian SEM, Turner MT, Stainton MP (1999) Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biology*, 42, 159–175.
- Finkel ZV, Beardall J, Flynn KJ, Quigg A, Rees TAV, Raven JA (2009) Phytoplankton in a changing world: cell size and elemental stoichiometry. *Journal of Plankton Research*, fbp098.
- Fritz JJ, Neale PJ, Davis RF, Peloquin JA (2008) Response of Antarctic phytoplankton to solar UVR exposure: inhibition and recovery of photosynthesis in coastal and pelagic assemblages. *Marine Ecology Progress Series*, 365, 1–16.
- Fouqueray M, Mouget JL, Morant-Manceau A, Tremblin G (2007) Dynamics of short-term acclimation to UV radiation in marine diatoms. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 89, 1–8.
- Graneli E, Moreira MO (1990) Effects of river water of different origin on the growth of marine dinoflagellates and diatoms in laboratory cultures. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 136, 89–106.
- Gregg WW, Conkright ME, Ginoux P, O'Reilly JE, Casey NW (2003) Ocean primary production and climate: global decadal changes. *Geophysical Research Letters*, 30, doi:10.1029/2003GL016889.
- Guinotte JM, Fabry VJ (2008) Ocean acidification and its potential effects on marine ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 320–342.
- Häder DP, Helbling EW, Williamson CE, Worrest RC (2011) Effects of UV radiation on aquatic ecosystems and interactions with climate change. *Photochemical & Photobiological Sciences*, 10, 242–260.
- Häder DP, Worrest RC, Kumar HD (1991) Aquatic ecosystems. In: *Environmental Effects of Ozone Depletion* (eds van der Leun J, Tevini M), pp. 33–40. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.
- Hallegraeff GM (2010) Ocean climate change, phytoplankton community responses, and harmful algal blooms: a formidable predictive challenge 1. *Journal of Phycology*, 46, 220–235.
- Hallegraeff GM, McCausland MA, Brown RK (1995) Early warning of toxic dinoflagellate blooms of *Gymnodinium catenatum* in southern Tasmanian waters. *Journal of Plankton Research*, 17, 1163–1176.
- Hansen J, Sato M, Ruedy R, Lo K, Lea DW, Medina-Elizade M (2006) Global temperature change. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 103, 14288–14293.
- Harvell CD, Mitchell CE, Ward JR, Altizer S, Dobson AP, Ostfeld RS, Samuel MD (2002) Climate warming and disease risks for terrestrial and marine biota. *Science*, 296, 2158–2162.
- Hays GC, Richardson AJ, Robinson C (2005) Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology & Evolution*, 20, 337–344.
- Hessen DO, Leu ES, Færøvig PJ, Petersen SF (2008) Light and spectral properties as determinants of C: N: P-ratios in phytoplankton. *Deep Sea Research, Part II: Topical Studies in Oceanography*, 55, 2169–2175.
- Hoegh-Guldberg O, Bruno JF (2010) The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328, 1523–1528.
- Hughes L (2000) Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends in Ecology & Evolution*, 15, 56–61.
- Huisman J, Sharples J, Stroom JM, Visser PM, Kardinaal WEA, Verspagen JMH, Sommeijer B (2004) Changes in turbulent mixing shift competition for light between phytoplankton species. *Ecology*, 85, 2960–2970.
- Iglesias-Rodriguez MD, Halloran PR, Rickaby REM, Hall IR, Colmenero-Hidalgo E, Gittins JR, Green DRH, Tyrrell T, Gibbs SJ, von Dassow P, Renm E, Armbrust EV, Boessenkool KP (2008) Phytoplankton calcification in a high-CO₂ world. *Science*, 320, 336–340.
- Jäger CG, Diehl S, Schmidt GM (2008) Influence of water

- column depth and mixing on phytoplankton biomass, community composition, and nutrients. *Limnology and Oceanography*, 53, 2361–2373.
- Karl DM, Bidigare RR, Letelier RM (2001) Long-term changes in plankton community structure and productivity in the North Pacific Subtropical Gyre: the domain shift hypothesis. *Deep Sea Research, Part II: Topical Studies in Oceanography*, 48, 1449–1470.
- Kromkamp JC, Van Engeland T (2009) Changes in phytoplankton biomass in the Western Scheldt Estuary during the period 1978–2006. *Estuaries and Coasts*, 33, 270–285.
- Le FF, Sun J, Ning XR, Song SQ, Cai YM, Liu CG (2006) Phytoplankton in the northern South China Sea in summer 2004. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 37, 238–248. (in Chinese with English abstract) [乐凤凤, 孙军, 宁修仁, 宋书群, 蔡显明, 刘诚刚 (2006) 2004 年夏季中国南海北部的浮游植物. *海洋与湖沼*, 37, 238–248.]
- Levitus S, Antonov JL, Boyer TP, Locarnini RA, Garcia HE, Mishonov AV (2009) Global ocean heat content 1955–2008 in light of recently revealed instrumentation problems. *Geophysical Research Letters*, 36, doi:10.1029/2008GL037155.
- Lin H (2002) Review and prospect of global change research in China. *Earth Science Frontiers*, 9, 19–25. (in Chinese with English abstract) [林海 (2002) 中国全球变化研究的回顾与展望. *地学前缘*, 9, 19–25.]
- Litchman E, Klausmeier CA, Schofield OM, Falkowski PG (2007) The role of functional traits and trade-offs in structuring phytoplankton communities: scaling from cellular to ecosystem level. *Ecology Letters*, 10, 1170–1181.
- Litzow MA, Ciannelli L (2007) Oscillating trophic control induces community reorganization in a marine ecosystem. *Ecology Letters*, 10, 1124–1134.
- Lohbeck KT, Riebesell U, Reusch TBH (2012) Adaptive evolution of a key phytoplankton species to ocean acidification. *Nature Geoscience*, 5, 346–351.
- Ma KP, Qian YQ, Wang C (1995) Present status and future of diversity studies. *Science and Technology Review*, 13, 27–30. (in Chinese) [马克平, 钱迎倩, 王晨 (1995) 生物多样性研究的现状与发展趋势. *科技导报*, 13, 27–30.]
- Maclean JL (1989) Indo-Pacific red tides, 1985–1988. *Marine Pollution Bulletin*, 20, 304–310.
- McMinn A, Sun X (1994) Recent dinoflagellates from the Chatham Rise, east of New Zealand: a taxonomic study. *Palynology*, 18, 41–53.
- Moline MA, Claustre H, Frazer TK, Schofield O, Vernet M (2004) Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Global Change Biology*, 10, 1973–1980.
- Montes-Hugo M, Doney SC, Ducklow HW, Fraser W, Martinson D, Stammerjohn SE, Schofield O (2009) Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the western Antarctic Peninsula. *Science*, 323, 1470–1473.
- Nie D (1936) Dinoflagellata of the Hainan region. I. *Ceratium*. Contributions from the Biological Laboratory of the Science Society of China (Zoology Series), 12(3), 29–73.
- Paerl HW, Yin K, O'Brien TD (2015) SCOR Working Group 137. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 162, 1–3.
- Peng SL (1997) Global change and sustainability development. *Ecologic Science*, 16(2), 1–8. (in Chinese with English abstract) [彭少麟 (1997) 全球变化现象及其效应. *生态科学*, 16(2), 1–8.]
- Perry RI, Batchelder HP, Mackas DL, Chiba S, Durbin E, Greve W, Verheye HM (2004) Identifying global synchronies in marine zooplankton populations: issues and opportunities. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 61, 445–456.
- Pitcher GC, Walker DR, Mitchel-Innes BA (1989) Phytoplankton sinking rate dynamics in the southern Benguela upwelling system. *Marine Ecology Progress Series*, 55, 261–269.
- Pörtner HO, Langenbuch M, Michaelidis B (2005) Synergistic effects of temperature extremes, hypoxia, and increases in CO₂ on marine animals: from earth history to global change. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 110, doi:10.1029/2004JC002561.
- Rhodes LL, Haywood AJ, Ballantine WJ, MacKenzie AL (1993) Algal blooms and climate anomalies in north-east New Zealand, August to December 1992. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 27, 419–430.
- Richardson TL, Jackson GA (2007) Small phytoplankton and carbon export from the surface ocean. *Science*, 315, 838–840.
- Richardson AJ, Schoeman DS (2004) Climate impact on plankton ecosystems in the Northeast Atlantic. *Science*, 305, 1609–1612.
- Riebesell U, Schulz KG, Bellerby RGJ, Botros M, Fritsche P, Meyerhöfer M, Neill C, Nondal G, Oschlies A, Wohlers J, Zöllner E (2007) Enhanced biological carbon consumption in a high CO₂ ocean. *Nature*, 450, 545–548.
- Rost B, Zondervan I, Wolf-Gladrow D (2008) Sensitivity of phytoplankton to future changes in ocean carbonate chemistry: current knowledge, contradictions and research directions. *Marine Ecology Progress Series*, 373, 227–237.
- Round FE (1981) *The Ecology of Algae*. Cambridge University Press, London.
- Schmittner A (2005) Decline of the marine ecosystem caused by a reduction in the Atlantic overturning circulation. *Nature*, 434, 628–633.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2014) *An Updated Synthesis of the Impacts of Ocean Acidification on Marine Biodiversity* (eds Hennige S, Roberts JM, Williamson P), pp. 65–69. Technical Series No. 75, Montreal.
- Shi D, Xu Y, Hopkinson BM, Morel FM (2010) Effect of ocean acidification on iron availability to marine phytoplankton. *Science*, 327, 676–679.
- Smayda TJ, Borkman D, Beaugrand G, Belgrano A (2004) Ecological effects of climate variation in the North Atlantic: phytoplankton. In: *Marine Ecosystems and Climate Vari-*

- tion—the North Atlantic (eds Stenseth NC, Ottersen NCG, Hurrell JW, Belgrano A, Planque B), pp. 49–58. Oxford University Press, Oxford.
- Sommer U, Lewandowska A (2011) Climate change and the phytoplankton spring bloom: warming and overwintering zooplankton have similar effects on phytoplankton. *Global Change Biology*, 17, 154–162.
- Sommer U, Stibor H, Katchikakis A, Sommer F, Hanse T (2002) Pelagic food web configurations at different levels of nutrient richness and their implications for the ratio fish production: primary production. *Hydrobiologia*, 484, 11–20.
- Suikkanen S, Pulina S, Engström-Öst J, Lehtiniemi M, Lehtinen S, Brutemark A (2013) Climate change and eutrophication induced shifts in northern summer plankton communities. *PLoS ONE*, 8, e66475.
- Sun J (2011) Marine biodiversity: why so high? *Biodiversity Science*, 19, 611–613. (in Chinese) [孙军 (2011) 海洋生物多样性: 为什么存在高的多样性? 生物多样性, 19, 611–613.]
- Sun J, Liu DY, Yang SM, Guo J, Qian SB (2002) The preliminary study on phytoplankton community structure in the central Bohai Sea and the Bohai Strait and its adjacent area. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 33, 461–471. (in Chinese with English abstract) [孙军, 刘东艳, 杨世民, 郭健, 钱树本 (2002) 渤海中部和渤海海峡及邻近海域浮游植物群落结构的初步研究. 海洋与湖沼, 33, 461–471.]
- Thuiler W (2007) Climate change and the ecologist. *Nature*, 448, 550–552.
- Tortell PD, DiTullio GR, Sigman DM, Morel FM (2002) CO₂ effects on taxonomic composition and nutrient utilization in an Equatorial Pacific phytoplankton assemblage. *Marine Ecology Progress Series*, 236, 37–43.
- Wiltshire KH, Manly BFJ (2004) The warming trend at Helgoland Roads, North Sea: phytoplankton response. *Helgoland Marine Research*, 58, 269–273.
- Winder M, Cloern JE (2010) The annual cycles of phytoplankton biomass. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365, 3215–3226.
- Winder M, Sommer U (2012) Phytoplankton response to a changing Climate. *Hydrobiologia*, 698, 5–16.

(责任编辑: 周玉荣)

• 研究报告 •

台湾海峡离岛工业区海域浮游生物丰度之长期变化

陈孟仙^{1*} 翁韶莲² 陈姿君¹ 陈镇东¹

1 (“中山大学”海洋科学系, 台湾高雄 80424)

2 (屏東科技大学水产养殖系, 台湾屏東 91201)

摘要: 本研究利用1993–2010年在云林县台西乡沿岸的8个站位所进行的一年四季近岸10 m及离岸20 m水深的浮游生物调查资料及同步的水质资料, 分析了发电厂建成后对浮游生物的影响。本海域18年内浮游生物各类群丰度/密度的各季节平均值, 皆以第四季(10–12月)为最低, 而各个类群的最高平均值出现的季别并不一致。其中浮游动物出现于第一和第二季(1–6月), 浮游植物和虾、蟹幼体在第二季(4–6月), 而鱼卵和仔鱼则是在第一至第三季(1–9月)。自2000年第三季起, 测线5的测站经常有pH值低于7.8的情形。当该海域水体测得pH值低于7.8时, 浮游动物(75 ± 69 ind./m³)、浮游植物($(1.60 \pm 2.28) \times 10^3$ cell/L)、虾幼体(2.4 ± 5.8 ind./m³)、蟹幼体(1.9 ± 5.0 ind./m³)及鱼卵(0.88 ± 1.10 ind./m³)和仔鱼(0.16 ± 0.32 ind./m³)的丰度/密度值皆偏低, 仅为历年总平均值的1/2。据此建议将发电厂排入海洋之水体pH值控制在7.8以上, 以降低对浮游生物多样性及丰度的冲击。

关键词: pH值; 浮游生物; 云林海域; 海水酸化; 排烟脱硫

Time series variation of plankton in a remote industrial island, Taiwan Strait, southwestern Taiwan

Meng-Hsien Chen^{1*}, Saou-Lien Wong², Tzu-Chun Chen¹, Chen-Tung Chen¹

1 Department of Oceanography, “Sun Yat-sen University”, Kaohsiung, Taiwan 80424

2 Department of Aquaculture, Pingtung University of Science and Technology, Pingtung, Taiwan 91201

Abstract: Eighteen years of monitoring data at four sections along the coastline of Taisi Township, Yunlin County, between 1993 and 2010 were used to study the effects of power plant on plankton. Sampling was conducted at depths of 10 m and 20 m in each section. Among the four seasons, the fourth quarter (October to December) had the lowest average abundance of plankton over the years. However, the peak abundance of different types of plankton occurred in different seasons. Zooplankton had the highest abundance during the first and second seasons (January to June) while phytoplankton, shrimp larvae and crab larvae had the greatest abundance in the 2nd quarter (April to June) and the peak in fish egg and fish larvae occurred from the 1st to the 3rd quarter (January to September). Cumulative data from 18 years shows that the pH of SEC5 often dipped below 7.8 since the 3rd quarter of 2000. pH value lower than 7.8 were frequently measured in the stations of section 5. Each time the pH value is under 7.8, the quantities of zooplankton (75 ± 69 ind./m³), phytoplankton ($(1.60 \pm 2.28) \times 10^3$ cell/L), shrimp larvae (2.4 ± 5.8 ind./m³), crab larvae (1.9 ± 5.0 ind./m³), fish egg (0.88 ± 1.10 ind./m³), and fish larvae (0.16 ± 0.32 ind./m³) showed significant low values (only the half of the total average). Accordingly, we strongly suggest that the warm water effluents discharging from a power plant should maintain the pH above 7.8 in the coastal waters to reduce the negative impact on the marine zooplankton biodiversity and abundance.

Key words: pH; plankton; Yunlin coast; ocean acidification; flue gas desulphurization (FGD)

收稿日期: 2015-10-21; 接受日期: 2016-04-14

基金项目: 台湾工业局离岛式工业区开发基金长期经费支持

*通讯作者 Author for correspondence. E-mail: mhchenvc@gmail.com

浮游生物在水域环境中扮演着初级生产者以及初级或次级消费者的角色, 这些生物在海洋生态系统的能量传递上为不可或缺之一环, 所以浮游植物的丰沛与否, 会影响到以之为食的草食性浮游动物的出现和分布。此外, 浮游动物本身不仅为许多鱼虾类的饵料, 其组成亦包含着鱼虾贝类的浮游幼体。所以由浮游生物丰度的多寡, 亦可查明附近海域生物资源的丰寡。

云林离岛式基础工业区厂位于云林县麦寮乡和台西乡的西海岸, 北端为浊水溪出水口南岸, 南端现为新虎尾溪出海口。1994年4月麦寮区动工, 7月开始填海造地, 1999年6月至2000年9月发电厂3个机组陆续运转, 火力发电厂所排放的二氧化硫废气则利用排烟脱硫设备转化成硫酸镁, 过程中需导入海水进行中和反应, 因此所排出的水(临近SEC5)会比导入的海水pH值低。

一般海水pH值约为8.1, 而低pH对不同的海洋生物有着不同程度的影响。当pH为7.8时, 即影响海葵双锯鱼(*Amphiprion percula*)仔鱼的嗅觉(Munday et al, 2009; Dixon et al, 2010), 珊瑚藻(Corallinaceae)、长海胆科*Paracentrotus lividus*和皇冠海胆(*Arbacia lixula*)的丰度也明显小于在pH为8.1的正常海水(Hall-Spencer et al, 2008); pH为7.7时, 长海胆科*Heliocidaris erythrogramma*的精子泳速和存活率及胚胎和仔鱼的发育成功率明显较pH为8.1时低(Havenhand et al, 2008)。太平洋磷虾(*Euphausia pacifica*)、长拟真刺水蚤(*Paraeuchaeta elongata*)、莹虾(*Conchoecia* sp.)和秀箭虫(*Sagitta elegans*)会随着暴露时间和pH降低而增加死亡率(Yamada & Ikeda, 1999)。

因此本文藉由长期的离岛式基础工业区附近海域浮游生物的数据累积, 提供了在野外沿岸生态环境实际变化下该海域海洋浮游生物的变迁。

1 材料和方法

1.1 调查时间和地点

本调查自1993–2010年在台湾云林县台西乡沿海之SEC5、SEC7、SEC9及SEC11等4条长期监测测线的近岸站位(10 m水深)及离岸站位(20 m水深), 共8个站位进行的一年4个季节的浮游生物调查(图1)。在1999年以前, 全海域的测线还有北边的测线3和南边的测线13和15, 因此在电厂运转前的背景

基线资料有352笔监测数据; 2000–2010年间因逐年南北测线3、13和15的删减, 11年间累积有386笔监测数据, 其中包括53笔pH值低于7.8的监测数据, 在第一、二、三和四季测得的笔数分别为15、9、12和17笔。本报告中的季节区分是第一季为1–3月, 第二季为4–6月, 第三季为7–9月, 第四季为10–12月。

1.2 采样方法

浮游动物以北太平洋标准网(网口直径45 cm, 网长180 cm, 网目330 μm)在近岸测站进行表层拖网一次, 离岸站位则分别进行水平及垂直拖网各一次。网口装置流量计以估算流经网口之实际水量。采得之样品以5%中性福尔马林溶液固定保存携回实验室中, 再以分样器(plankton divider)取得亚样品(subsample), 进行生物量、丰度以及各大类出现百分率的测定。

浮游植物在每一测站以采水器采取表层20 L的海水, 经孔径为55 μm 的滤网过滤, 浓缩至70–100 mL, 并以0.7%的Lugol's溶液固定后, 置于褐色塑料瓶中, 低温避光保存, 直至携回实验室进行物种鉴定, 并计数单位水体中的细胞丰度以及各种浮游植物的数量百分比等。

采集浮游生物的同时, 亦收集当时的表水水样, 现场测量温度, 携回实验室后进行盐度和pH值的分析。

1.3 数据统计分析

将2000年第三季起的各项浮游生物测值依四季, 以 t -test比较各季于电厂运转前后及pH值于7.8以上或以下时该项浮游生物测值间的差异; 采用Microsoft Excel 2013软件进行图表制作。

2 结果

2.1 浮游动物

历年全海域浮游动物的季平均丰度变化范围为43–4,333 ind./ m^3 , 历年总平均丰度为244 ind./ m^3 , 丰度最高季平均值出现于第一和第二季(1–6月)。在1999年(含)以前, 这二季平均值的范围为441–4,333 ind./ m^3 , 而2000年以后则为166–2,337 ind./ m^3 , 呈现高峰期丰度值下降的趋势。值得注意的是, 在电厂运转一年以后(2000年9月起), 海域现场调查时即有测得pH<7.8的情形。经比较得知, 当pH<7.8时, 即无浮游动物高值的出现(图2a)。同时经区分电厂运

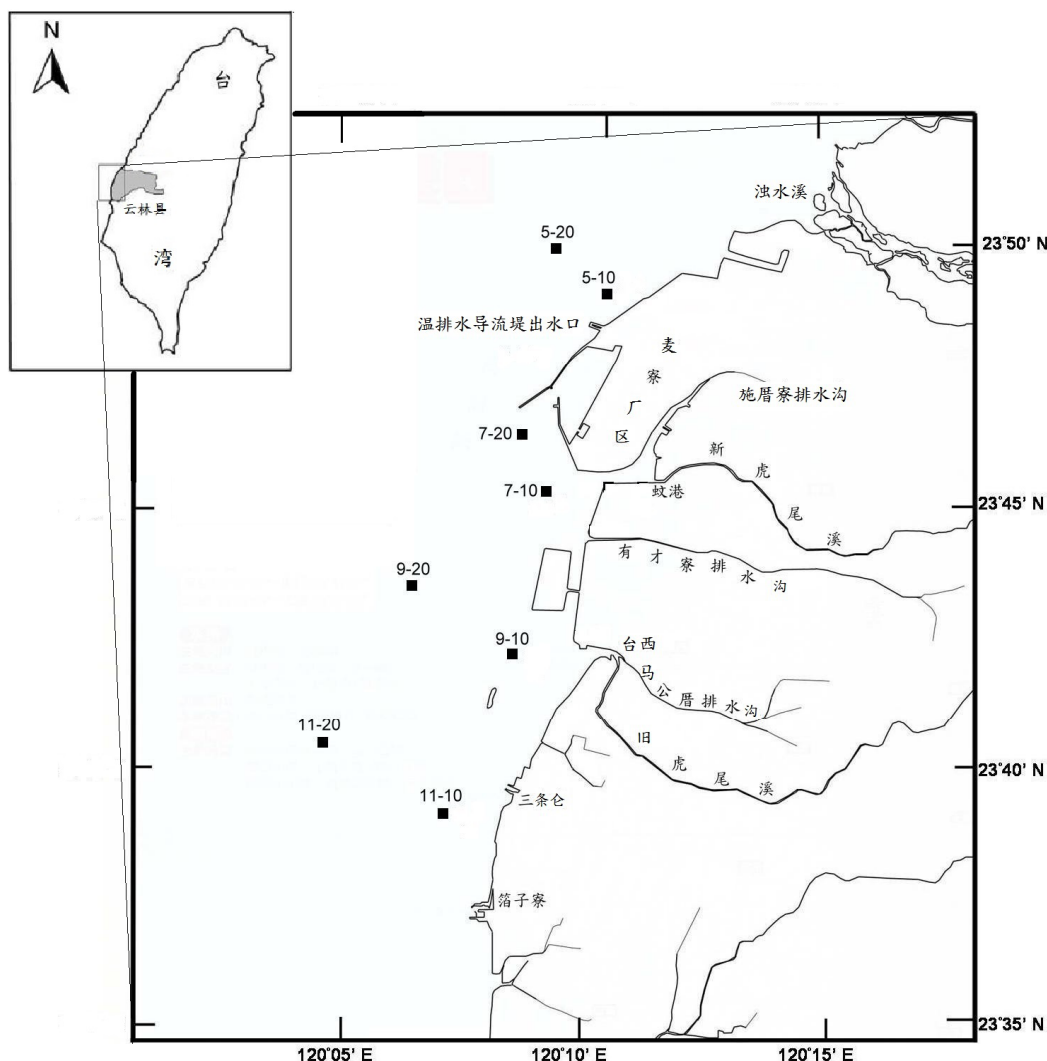


图1 台湾离岛工业区海域现场调查范围及测站位置图。各测线的-10和-20分别表示近岸10 m水深和离岸20 m水深处的采样站位。

Fig. 1 Map of sampling sites in the remote industrial island of Taiwan Strait. The sampling sections marked with -10 and -20 mean the sampling station at water depth of 10 m and 20 m, respectively.

转前后, 比较其间的季节差异, 得知2000年以后, 无论是丰度最高的第一和第二季的季平均丰度值(分别为715和772 ind./m³)低于1993–1999年的1,228和1,019 ind./m³, 第三和第四季的非高峰期季平均值(383和239 ind./m³)也低于运转前之测值(500和340 ind./m³) (图3a)。

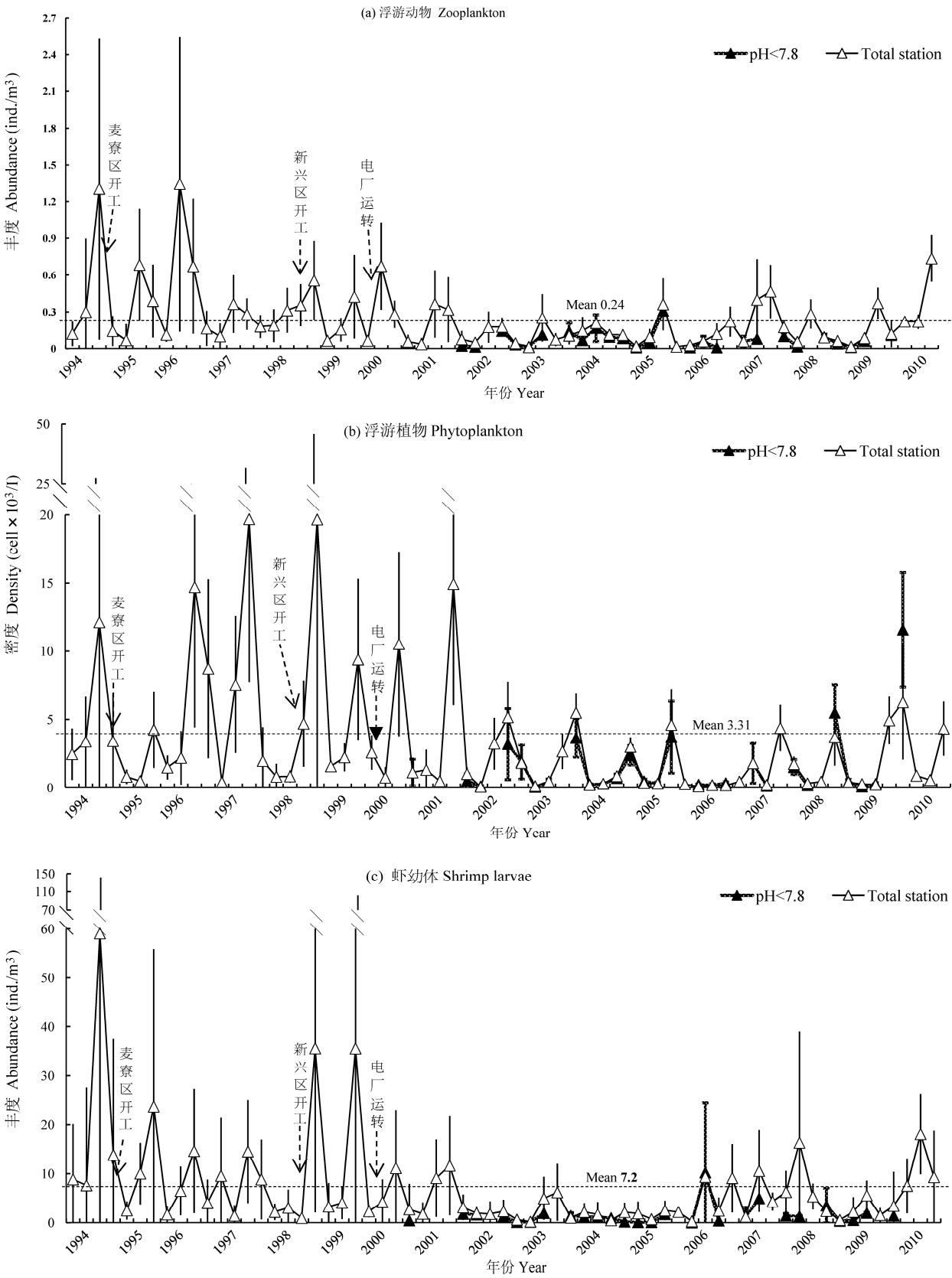
2.2 浮游植物

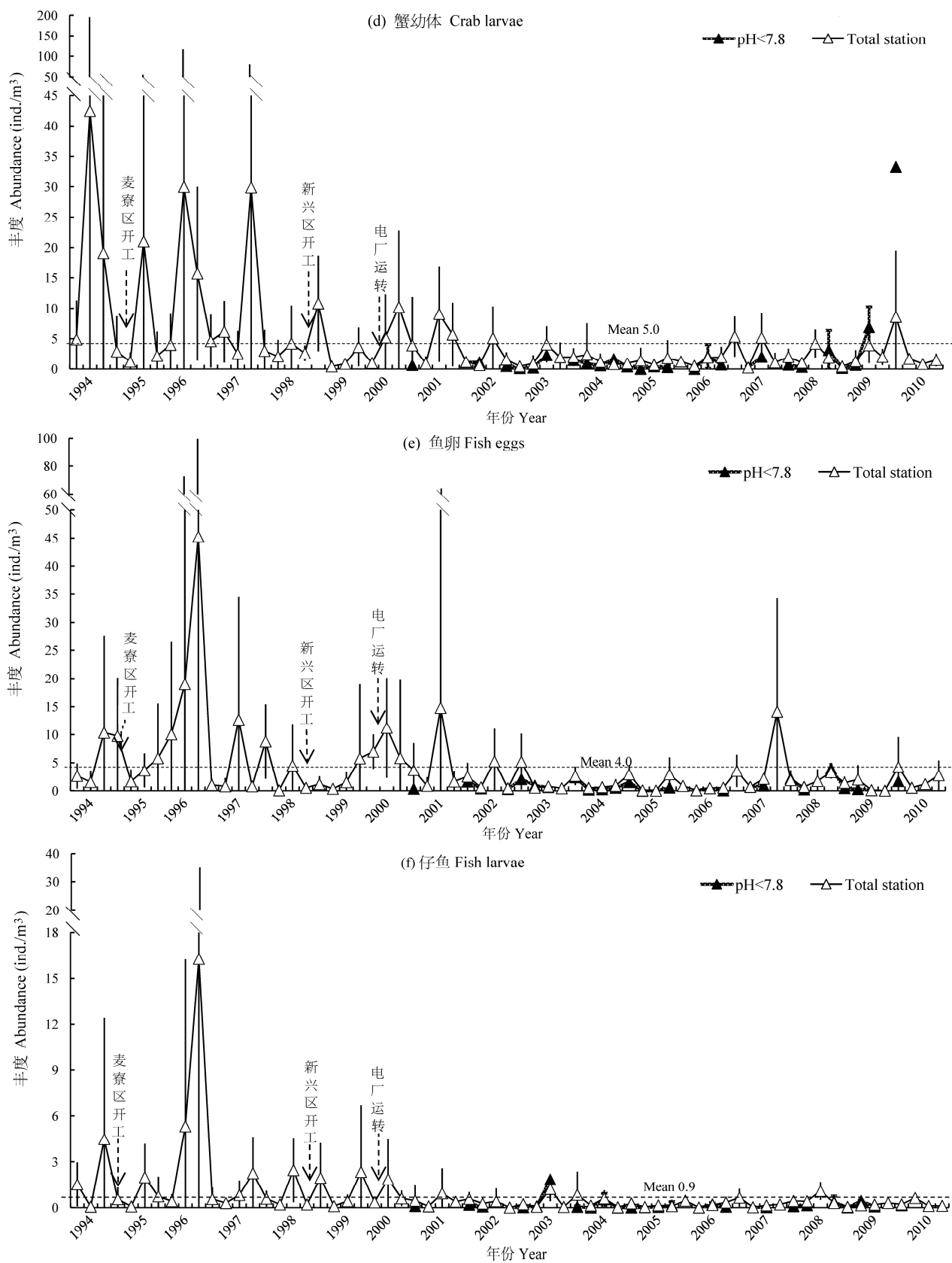
历年全海域浮游植物的季平均密度变化范围为 0.06×10^3 – 20.15×10^3 cells/L, 历年的总平均密度为 3.31×10^3 cells/L, 密度较高的季节为第二季(4–6月), 第一和第四季为低密度期。在时间序列的变化趋势上, 自2002年以后密度高峰值即明显偏

低。在1993–1999年间的季平均值范围为 0.35×10^3 – 20.15×10^3 cells/L, 而2000–2010年的季平均密度则为 0.06×10^3 – 16.36×10^3 cells/L。第二季高峰期的季平均密度值在电厂运转前为 10.49×10^3 cells/L, 而运转后则下滑至 5.32×10^3 cells/L, 但于2010年后有略为增加之迹象(图2b)。在电厂运转前后其浮游植物的密度于第一、二、四季和全年皆呈现显著的差异($P < 0.05$), 电厂运转后明显较低, 第三季浮游植物之季平均值亦为电厂运转后较低(图3b)。

2.3 虾幼体

历年虾幼体(shrimp larvae)全海域的季丰度变化范围为0.93–170.2 ind./m³, 历年全海域总平均丰





度为7.2 ind./m³, 第二季(4–6月)为丰度的高峰期。在1993–1999年的季平均值范围为2.2–170.2 ind./m³, 而2000–2010年的季平均丰度范围则为0.93–99.8 ind./m³。近10年第二季高峰期的季平均丰度由48.2 ind./m³明显下降为16.5 ind./m³ ($P<0.05$), 同时当pH<7.8时, 几乎无虾幼体的高值出现(图2c)。此外, 电厂运转前是以第二季平均值为高峰期, 运转后则由第一季所取代, 但其测值(20.8 ind./m³)仍远低于运转前第二季之平均值(48.2 ind./m³), 显示虾幼体的高峰期不仅总平均值下降, 且出现的高峰季别亦改变。除第二季外, 虾幼体在第三季的季平均值为电厂运转前(34 ind./m³)大于运转后(16 ind./m³), 而第一和四季则为运转后较高, 全年也是运转前大于运转后(图3c)。

2.4 蟹幼体

历年蟹幼体在全海域的季节丰度变化范围为0.6–59.5 ind./m³, 历年全海域总平均丰度为5.0 ind./m³, 高峰期大多出现在第一季及第二季, 并在2002年之后几乎无明显的高峰期。在1993–1999年的季节平均丰度范围为1.4–59.5 ind./m³, 而2000–2010年则为0.6–33.8 ind./m³(图2d)。其中第一和第二季(16和19 ind./m³)的季平均值, 在电厂运转前大于电厂运转后(7和9 ind./m³), 其他两季虽不明显, 但季平均也为运转后较低。值得注意的是, 全年不分季节时则呈现在电厂运转前(12.6 ind./m³)显著大于电厂运转后(6.4 ind./m³)的情形($P<0.01$) (图3d)。

2.5 鱼卵

历年鱼卵全海域的季丰度变化范围为0.01–32.4 ind./m³, 历年全海域的总平均丰度为4.0 ind./m³。第一至第三季(1–9月)的丰度较高。在1993–1999年的季节平均丰度范围为0.01–32.4 ind./m³, 而2000–2010年则为0.02–13.2 ind./m³, 且几乎无明显高峰期。当pH<7.8时, 更无高值出现(图2e)。比较电厂运转前后的差异, 可发现第一季的季

节平均值在电厂运转前为9.1 ind./m³, 显著高于电厂运转后的2.9 ind./m³ ($P<0.05$), 不分季别的全年测值亦然(分别为7.0和3.1 ind./m³) ($P<0.01$) (图3e)。

2.6 仔鱼

历年全海域仔鱼的季节丰度变化范围为0.03–18.0 ind./m³, 历年全海域总平均丰度为0.9 ind./m³, 仔鱼在第一至第三季的丰度较高, 呈现与鱼卵相同的结果。1993–1999年的季节平均丰度范围为0.09–18.0 ind./m³, 而2000年之后则为0.03–4.0 ind./m³。近10年高峰值的出现频率和测值均较过去为少, 与前述之其他生物测值的趋势雷同, 亦无明显高峰期。然更有甚者, 与其他浮游生物丰度趋势相异的是, 仔鱼的丰度值在近年来仍毫无增加之迹象(图2f)。比较四季的仔鱼平均值在电厂运转前后的差异, 呈现第一至第三季为电厂运转前(4.2、4.6和2.8 ind./m³)大于运转后(1.4、0.8和1.6 ind./m³), 且第二和第三季有显著差异($P<0.05$), 而第四季则反之, 但并不显著, 全年呈现电厂运转前显著大于运转后(分别为3.3和1.2 ind./m³) ($P<0.01$) (图3f)。

2.7 水体pH值高于或低于7.8之测值比较

由历年浮游生物测值的变化趋势图得知, 在电厂运转1年后, 台西沿岸测站陆续有水样pH<7.8的情形, 从此以后浮游生物之测值高峰皆未出现并明显偏低(图2)。又根据前述结果得知, 各项浮游生物测值于电厂运转后较运转前为低(图3)。为进一步排除电厂运转前后可能有其他中小尺度环境因子的交互影响所导致之误差, 故取电厂运转1年后, 由同一天现场测得pH<7.8时之其他测站测值做交叉比对, 并以 t -test统计分析, 以探讨其间的差异显著性。结果显示浮游动物在第一季和第二季的丰度值(78和161 ind./m³), 在水体pH<7.8的测站显著小于水体pH≥7.8的测站(311和287 ind./m³) ($P<0.01$ 和0.05), 且全年不分季节差异极显著($P<0.001$) (图4a)。浮游植物大多无显著差异, 但在第四季却出现pH<7.8有显著较高的丰度($P<0.05$) (图4b)。虾幼体

←

图2 1993–2010年云林县台西乡附近海域历次采样之浮游生物的丰度/密度变化。(a)浮游动物; (b)浮游植物; (c)虾幼体; (d)蟹幼体; (e)鱼卵; (f)仔鱼。空心三角形为季平均值, 实心三角形则为测站之水样pH<7.8之平均值, 垂直线为标准差, 虚线为历年全海域总平均值。

Fig. 2 The monitoring data of abundance/density of plankton between 1993 and 2010 in the Taisi County, Yunlin, southwestern Taiwan. (a) Zooplankton; (b) Phytoplankton; (c) Shrimp larvae; (d) Crab larvae; (e) Fish eggs; (f) Fish larvae. The hollow triangles show the mean of total station, whereas the solid triangles are the mean abundance/density with pH<7.8, the vertical lines indicate the standard deviation, and the horizontal dotted lines are the overall total mean.

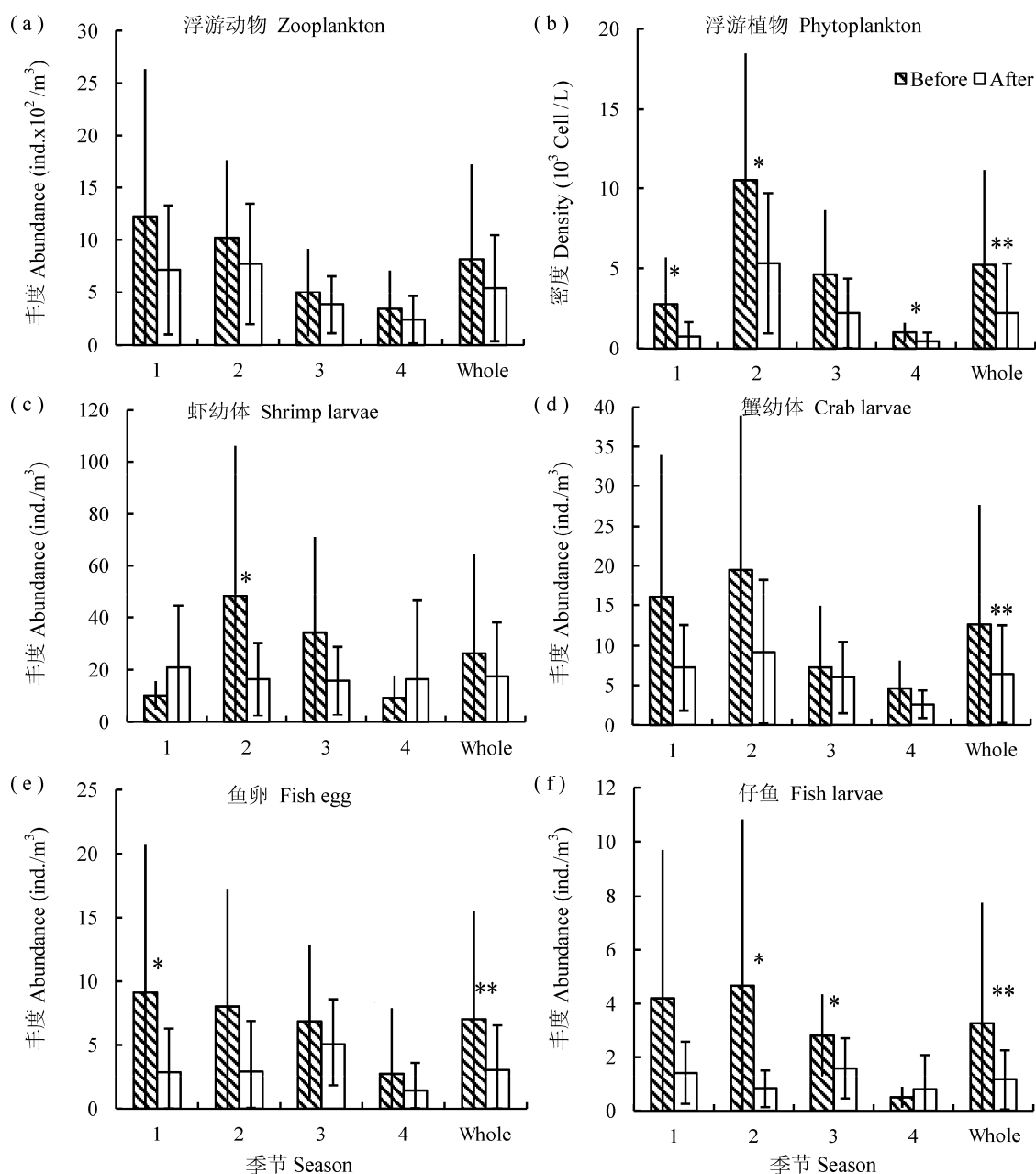


图3 1993–2010年云林县台西乡沿岸的(a)浮游动物、(b)浮游植物、(c)虾幼体、(d)蟹幼体、(e)鱼卵和(f)仔鱼丰度测值于电厂运转前后一年四季和全年之比较。Before: 1993至1999年电厂运转前(n = 7季); After: 2000年至2010年电厂运转后(n = 12季)。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$ 。

Fig. 3 Comparison with the seasonal and whole-year monitoring data between 1993 and 2010 in the Taisi County, Yunlin, South-western Taiwan. (a) Abundance of zooplankton; (b) Density of phytoplankton; (c) Abundance of shrimp larvae; (d) Abundance of crab larvae; (e) Abundance of fish eggs; (f) Abundance of fish larvae. “Before” (n = 7) means the data collected before the operation of the power plant between 1993 and 1999. “After” (n = 12) means the data were collected after the operation of the power plant. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

则是第三季和全年皆呈现显著较低的情形($P < 0.05$) (图4c)。蟹幼体发现只有第四季呈现显著的差异($P < 0.05$), 其他虽大多仍以 $\text{pH} \geq 7.8$ 时有较高的测值, 但差异不显著(图4d)。鱼卵的各季仍呈现 pH

≥ 7.8 时有较高值, 但并没有显著与 $\text{pH} < 7.8$ 之测站测值区分(图4e)。仔鱼则在第三季(分别为0.47和0.06 ind./m³)以及全年(分别为1.26和0.16 ind./m³)呈现显著差异($P < 0.05$), 而其他季节差异则不显著

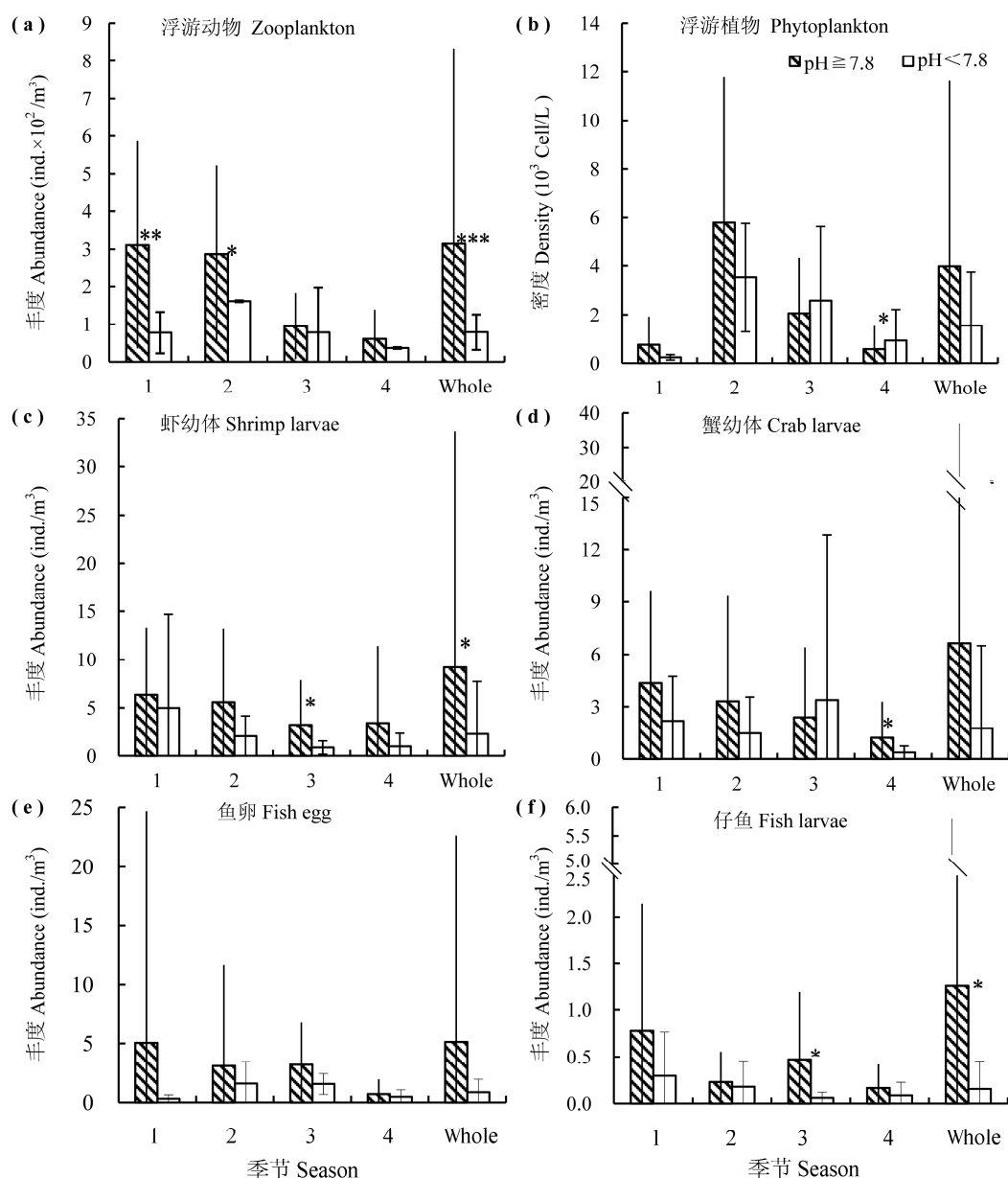


图4 2001年第三季至2010年第二季云林县台西乡沿岸的(a)浮游动物、(b)浮游植物、(c)虾幼体、(d)蟹幼体、(e)鱼卵和(f)仔鱼于水体pH高于或低于7.8时的丰度平均值。* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$ 。

Fig. 4 Comparison with the monitoring data of the pH > 7.8 (blank bar) and pH < 7.8 (shaded bar) from the third quarter 2001 to second quarter 2010 in the Taisi County, Yunlin, Southwestern Taiwan. (a) Abundance of zooplankton; (b) Density of phytoplankton; (c) Abundance of shrimp larvae; (d) Abundance of crab larvae; (e) Abundance of fish eggs; (f) Abundance of fish larvae. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

($P < 0.05$) (图4f)。

3 讨论

从结果得知, 台西海域的浮游生物的丰度在10年(2000–2010年)中逐渐降低。全海域的浮游动物、虾幼体、蟹幼体、鱼卵和仔鱼高峰期的丰度大约

减少一半。2000年第三季之后, 海域水质有pH < 7.8 的测值, 经过进一步的分析比较, 同一次采样中水体pH高于与低于7.8时的浮游生物测值存在差异, 也显示全海域的浮游动物、虾幼体及仔鱼在水体pH < 7.8 时, 皆呈现显著的低值, 约是对照pH ≥ 7.8 测站的1/4。为了符合环境安全标准, 离岛工业区所

使用的排烟脱硫过程会利用海水中大量的可溶性碳酸盐与燃煤过程中所产生的硫进行中和反应,因此所排出的水会比导入的海水偏酸,待经过曝气及大量的海水混合后以达海域水质标准($\text{pH}>7.5$)。经本研究调查的结果,得知水体 $\text{pH}<7.8$ 时,即对海域中的各项浮游生物的丰度测值有显著的影响。因此,海域水质 pH 标准是否符合海洋生态保护之需,及海洋资源可持续发展的目标,是值得深入探讨的。

电厂运转后利用排烟脱硫的方式降低了空气酸化污染,却使海域 pH 值的下降成为必然的结果。以往许多针对排烟脱硫的技术报告中,对海域影响的说明都偏向保守,诸如对电厂短距离外的浮游生物丰度影响小(楚宪峰等, 2008)、4次监测计划中仅1次浮游植物不在正常范围内、底泥中的生物量虽有减少但需进一步调查(宋晓东, 2000)等等。深究其原因,发现上述这些技术报告的调查时间都是在电厂设立运转之初的前3年内进行的,所呈现的现象为短期效应。由于海洋庞大的水体具有很大的稀释效应,短时间的点污染排放,只些微地影响少数的海洋生物,故不易在短期的调查中监测得知。然而,经由长期的监测调查,所有些微的变化会层层累积,其结果便最终反映在海洋浮游生物的丰度变化上。国外有研究指出,当 $\text{pH}<7.8$ 时,海葵双锯鱼的稚鱼会因无法分辨天敌的气味(Dixon et al, 2010)而增加了被捕食的压力,这虽然不会造成即时的危害,但增加了种群减少的可能。因此海域质量标准的提高,或是加强排水过程的控管,以减少对海洋生物的影响,都是未来应该加强努力改善的方向。

致谢: 本文得以完成感谢历年来本研究团队的全体学生、研究助理及船家在野外工作、样品分析等的多方协助,同时亦感谢台湾成功大学水工试验所和中兴顾问公司的行政协助。

参考文献

- Chu XF, Tian JR, Ma LK, Shi GL (2008) Impact of warm effluent from seawater flue gas desulphurization system on sea area environment. *China Water & Wastewater*, 24(14), 102–105. (in Chinese with English abstract) [楚宪峰, 田建茹, 马立科, 时国梁 (2008) 烟气海水脱硫温排水对海域环境的影响. *中国给水排水*, 24(14), 102–105.]
- Dixon DL, Munday PL, Jones GP (2010) Ocean acidification disrupts the innate ability of fish to detect predator olfactory cues. *Ecology Letters*, 13, 68–75.
- Hall-Spencer JM, Rodolfo-Metalpa R, Martin S, Ransome E, Fine M, Turner SM, Rowley SJ, Tedesco D, Buia MC (2008) Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature*, 454, 96–99.
- Havenhand JN, Buttler FR, Thorndyke MC, Williamson JE (2008) Near-future levels of ocean acidification reduce fertilization success in a sea urchin. *Current Biology*, 18, 651–652.
- Munday PL, Dixon DL, Donelson JM, Jones GP, Pratchett MS, Devitsina GV, Doving KB (2009) Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 106, 1848–1852.
- Song XD (2000) On the influence of FLAKE-HYDRO FGD technology upon marine environment. *Journal of Shandong College of Electric Power*, 3(3), 44–48. (in Chinese with English abstract) [宋晓东 (2000) 浅谈烟气海水脱硫工艺排水对海洋环境的影响. *山东电力高等专科学校学报*, 3(3), 44–48.]
- Yamada Y, Ikeda T (1999) Acute toxicity of lowered pH to some oceanic zooplankton. *Plankton Biology and Ecology*, 46, 62–67.

(责任编辑: 孙军 责任编辑: 时意专)

• 研究报告 •

台湾海峡浮游翼足类群聚之季节动态

罗文增* 劳柏瑄

(*“中山大学”海洋生物科技暨资源学系, 台湾高雄 80424)

摘要: 本研究利用水产试验所研究船“水试一号”于2006年冬(1月)夏(7月)两季在台湾海峡海域进行水文探测及浮游动物采样, 以探讨浮游翼足类群聚组成与丰度之时空分布及其与水文环境的相关性。结果发现浮游翼足类夏季的丰度及多样性指数明显较冬季高, 而种类数则差异不大; 两季间优势种类组成相似但优势排名略有不同, 夏季主要优势种为棒笔帽螺(*Creseis clava*)、尖笔帽螺(*C. acicula*)和马蹄螺(*Limacina trochiformis*), 合占所有翼足类丰度的97%, 其中仅棒笔帽螺就占了总丰度的62%; 冬季主要优势种为胖螺(*Limacina inflata*), 占翼足类丰度的72%。翼足类丰度在空间上的分布亦有明显的季节差异, 夏季时以台湾海峡北部较高, 冬季则以南部较高。种类数与物种多样性指数则均以海峡南部较高。由水文站群分析及各站群生物及水文特征结果显示, 台湾海峡季节性水团的消长与翼足类群聚分布有十分密切的关联。

关键词: 台湾海峡; 翼足类; 分布; 季风; 水文环境

Seasonal dynamics of planktonic pteropods in the Taiwan Strait, western North Pacific Ocean

Wen-Tseng Lo*, Bor-Shiuan Lau

Institute of Marine Biotechnology and Resources, “Sun Yat-sen University”, Kaohsiung, Taiwan 80424,

Abstract: Zooplankton samples and hydrographic data were collected in the Taiwan Strait (TS) on Fishery Research I cruises during the winter (January) and summer (July) of 2006, to investigate the seasonal and spatial distribution of planktonic pteropods associated with hydrographic conditions. Pteropod abundance and species diversity were higher in summer than in winter, while species richness showed no difference between seasons. The pteropod community structure was similar between seasons, but the abundance ranked differently. *Creseis clava*, *C. acicula*, and *Limacina trochiformis* predominated in summer. Together they accounted for 97% of the total pteropod catches, and, *C. clava* accounted for 62% of the total catch. *Limacina inflata* was the most common species in winter, and accounted for 72% of the total catch. The spatial distribution of the abundance of pteropods showed seasonal differences. Higher abundance in the southern TS occurred in winter but in the northern TS occurred in summer. Greater species richness and diversity of pteropods was usually observed in the southern TS during both seasons. Based on our results of hydrographical station groups and their biotic and environmental characteristics, we propose that in the study area the distribution pattern of the pteropod assemblage was closely correlated with the seasonal succession of water masses driven by monsoons.

Key words: Taiwan Strait; pteropods; distribution; monsoon; hydrography

台湾海峡全长约400 km, 平均宽度200 km, 是连接东亚两大边缘海东海与南海的唯一通道(图1)。台湾海峡属于浅海陆棚(平均深度约60 m), 海水虽

浅但地形十分复杂。西南部为台湾浅滩, 浅滩北侧为澎湖列岛, 澎湖列岛与台湾本岛中间隔了一条澎湖水道; 北部则有东北–西南走向的观音凹陷, 海

收稿日期: 2015-10-21; 接受日期: 2016-07-14

基金项目: 台湾“科技部”(NSC 102-2611-M-110-005)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lowen@faculty.nsysu.edu.tw

峡中间有来自台湾中西部沿海向西北延伸的云彰隆起(YunChang Ridge), 异质性高的地形结构造成复杂的海流系统与水文变化(Jan et al, 2002)。台湾海峡南部有南海及吕宋海峡, 属于水深较深的海盆地形, 深约200–1,000 m; 台湾海峡北部则有东海, 而海峡中北部都属于水深较浅的陆棚海域, 平均水深约为100 m。

台湾海峡的四周有多种不同的水团, 北方有中国沿岸流(China Coastal Current), 南方则有黑潮支流(Kuroshio Branch Current)及南海表层水(South China Sea Current), 这些水团共同支配着台湾海峡的水团特征。来自大陆北方的沿岸流属于低温低盐特性, 源自北赤道的洋流通过吕宋海峡为高温高盐的黑潮支流, 而南海表层水性质则介于上述两个水团之间(Chu, 1971)。台湾海峡的不同水团受到季风的影响而呈现明显的季节性消长(Lin et al, 2005)。冬季时黑潮支流穿越巴士海峡, 沿着台湾西南海域经过澎湖水道向北流动, 虽受东北季风和云彰隆起的阻挡, 但仍有部分逆风北流; 中国沿岸流则藉由东北季风驱动沿着大陆沿岸南下进入台湾海峡, 在台湾海峡的中部与黑潮支流形成东西向的盐度锋面(朱祖佑, 1961)。夏季则受到西南季风影响, 南海表层水取代黑潮支流进入台湾海峡, 在云彰隆起分为表层和深层两道支流, 表层流沿着台湾本岛向北流动, 而深层流绕过隆起地形向海峡西北部前进; 中国沿岸流则受到西南季风所阻局限于长江口外, 对海峡影响较小。总之, 台湾海峡受到季风操控而呈现复杂的水团季节消长(Fan & Yu, 1981; Jan et al, 2002, 2006; Hong et al, 2009), 并明显影响海域浮游动物及其他海洋生物的分布(Hwang & Wong, 2005; Hwang et al, 2006; Hsieh et al, 2011, 2012, 2013; Chou et al, 2012; Lo et al, 2012)。

翼足类分布范围十分广泛, 从寒带、温带到热带海域都有它们的踪迹, 但是大部分为暖水表层物种, 仅有少数种类分布于极区海域和深海。例如 *Limacina helicina* 和 *Clione limacina* 属于极区种(Lalli & Gilmer, 1989; 郑重等, 1991); *Cavolinia globulosa* 则属于大洋性暖水种, 栖息于高温高盐的海域; *Creseis clav* 常出现在低盐沿岸水和高温高盐大洋水团的交汇处, 属于大洋性暖水广布物种(戴燕玉, 1995); 而 *Limacina bulimoides* 喜于较低温的环境, 对于盐度适应范围较广, 是属于亚热带近海

种(Xu, 2008)。由于翼足类大多栖息于海表层, 故时常随海流分布或进入近海, 因此有些种类被作为海流或水团的指示种(van der Spoel, 1974)。例如, *Cavolinia inflexa* 会随着加州洋流季节性的消长呈现出不同的分布模式, 为加州洋流的指示物种(van der Spoel & Heyman, 1983); *Creseis virgula* 在南海受到不同季风的影响会出现不同的分布模式, 为南海季风的指示物种(邹祖怡, 1991); 而拟海若螺(*Paraclione longicaudata*)被认为是台湾暖流或黑潮流向的指示种(Xu, 2008)。在北极海域, 裸海蝶(*Clione limacina*)常大量繁殖造成海面变色, 它们的分布情况也被作为北极冷水团入侵的指示种(郑重等, 1991)。

在台湾海峡及邻近海域有关浮游翼足类的研究并不多, 仅戴燕玉(1989)在台湾海峡西部海域及黄等(1993)在闽南–台湾浅滩渔场海域进行过浮游翼足类种类组成及分布与水文关联之研究。另Chang和Hsueh (2005)也曾于台湾桃园近岸海域研究翼足类之季节变化, 发现主要的优势种为 *C. acicula* 与 *C. virgule* var. *conica*, 这两种在冬季繁殖期数量较多。不过这些研究大多局限于小的范围, 关于整个台湾海峡的研究资料仍十分缺乏。本研究目的则是想了解整个台湾海峡翼足类的种类组成及数量在不同季节的分布特征, 并探讨其与水文环境因子的关系。

1 材料和方法

1.1 调查采样及鉴种计数

本研究是利用台湾水产试验所“水试一号”研究船在2006年冬季(1月3–12日)及夏季(7月17–23日)于台湾海峡海域选定17个测站(图1)进行的水文数据与浮游动物采样。在每一测站进行浮游动物采样前, 均先以温盐深仪量测表层至离海底约10 m处的温盐度等相关水文数据, 叶绿素 a 浓度数据则是由台湾水产试验所提供。浮游动物采样使用ORI网(网口直径160 cm、网目大小为333 μ m), 由水深200 m(水深较浅者由实际水深离海底10 m处)以每秒1 m的速度上收至海表进行垂直拖网, 网口中央装有流量计来估算流经网口的海水体积, 以换算单位水体翼足类的丰度。采得的浮游动物样本均在船上以5%中性福尔马林固定保存, 带回实验室再利用分样器视量分样后, 以解剖显微镜对翼足类样品进行挑拣并

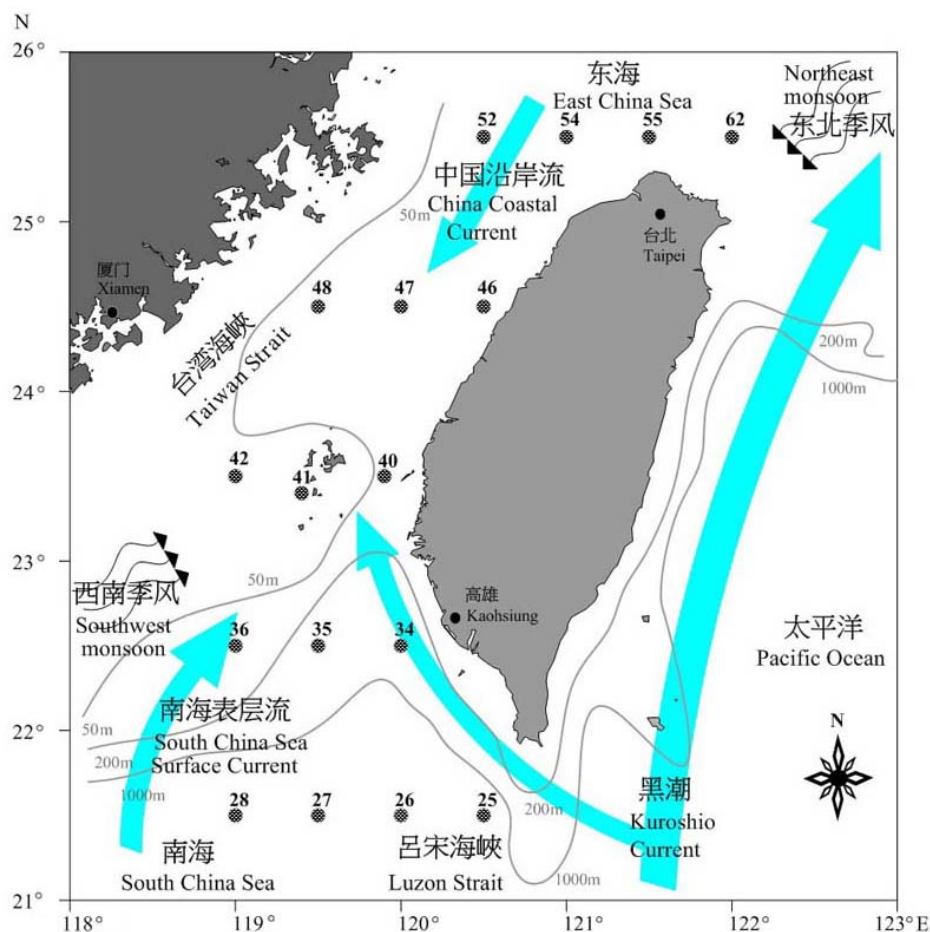


图1 台湾海峡浮游动物采样测站位置图
Fig. 1 Sampling stations in the Taiwan Strait

鉴种计数, 物种鉴定之依据参考书籍有: 张福绥(1964)、山路勇(1986)、Lalli和Gilmer (1989)以及千原光雄和村野正昭(1997)等编著的分类图鉴, 并尽可能鉴定至种。

1.2 数据处理及统计分析

首先将各个航次测站海表层至水深10 m处之温度、盐度与叶绿素 a 浓度平均值数据以Sufer 7.0软件绘制成水平分布图, 以探讨水团分布状况。生物参数则计算各测站之物种多样性指数(species diversity index, H') (Shannon & Weaver, 1949), 以了解翼足类物种多样性之时空分布。另以方差分析(ANOVA)检测不同季节及水团间的水文因子及生物参数是否有显著性的差异。我们亦将各测站海表层至水深200 m处之温度、盐度与叶绿素 a 浓度等水文数据利用统计软件SYSTAT 10.2转化为对数值并

标准化后以利用群集分析(Cluster Analysis)法来探讨冬夏两季台湾海峡的水团分布特征并比较各水团翼足类群聚组成数量的变异情形。

2 结果

2.1 水文环境特征

表层海水平均温度及叶绿素 a 浓度有显著的季节差异($P < 0.01$), 夏季水温较冬季高出 8°C 左右, 叶绿素 a 则以冬季时较高。但盐度差异不大, 仅介于33.62–33.82之间(表1)。冬季时测站间的水温差异较夏季时大, 并明显呈现东北至西南走向之峰面, 海峡南部水温明显较北部高; 海水盐度在冬季时以海峡西北部明显较南部低, 夏季时则可能由于降雨原因, 在台湾近海区出现较低盐度。叶绿素 a 浓度在冬夏两季均以澎湖群岛附近及海峡北部浓度较高, 海

表1 台湾海峡水文因子及浮游翼足类总丰度、种类数及多样性指数之季节差异(Mean±SE)

Table 1 Seasonal difference in hydrography and the abundance, species number, and species diversity (H') index of pteropods in the Taiwan Strait

	冬季 Winter	夏季 Summer
温度 Temperature (°C)	20.37±0.79***	28.56±0.35***
盐度 Salinity	33.82±0.12	33.62±0.07
叶绿素a Chlorophyll a (µg/L)	0.12±0.02***	0.05±0.01***
翼足类总丰度 Pteropods (ind./100 m ³)	36±14***	426±305***
种类数 Mean species no. (Total)	4±1 (16)	4±1 (17)
多样性指数 (H')	0.7±0.3	1.1±0.2

*** $P<0.001$.

峡南部海域的浓度普遍较低(图2)。

2.2 翼足类种类组成及丰度分布

冬夏两季共鉴定出翼足类9属22种，其中包含4个鉴定至属的未知种(表2)，发现的物种之中以龟螺科最多，蛎螺科次之。夏季翼足类丰度显著较冬季高出10倍之多，这主要是由于棒笔帽螺(*Creseis clava*)、尖笔帽螺(*C. acicula*)以及马蹄蛎螺(*Limacina trochiformis*)在夏季大量出现所致，此3种数量合计占夏季翼足类总丰度的97%，冬季则以胖蛎螺

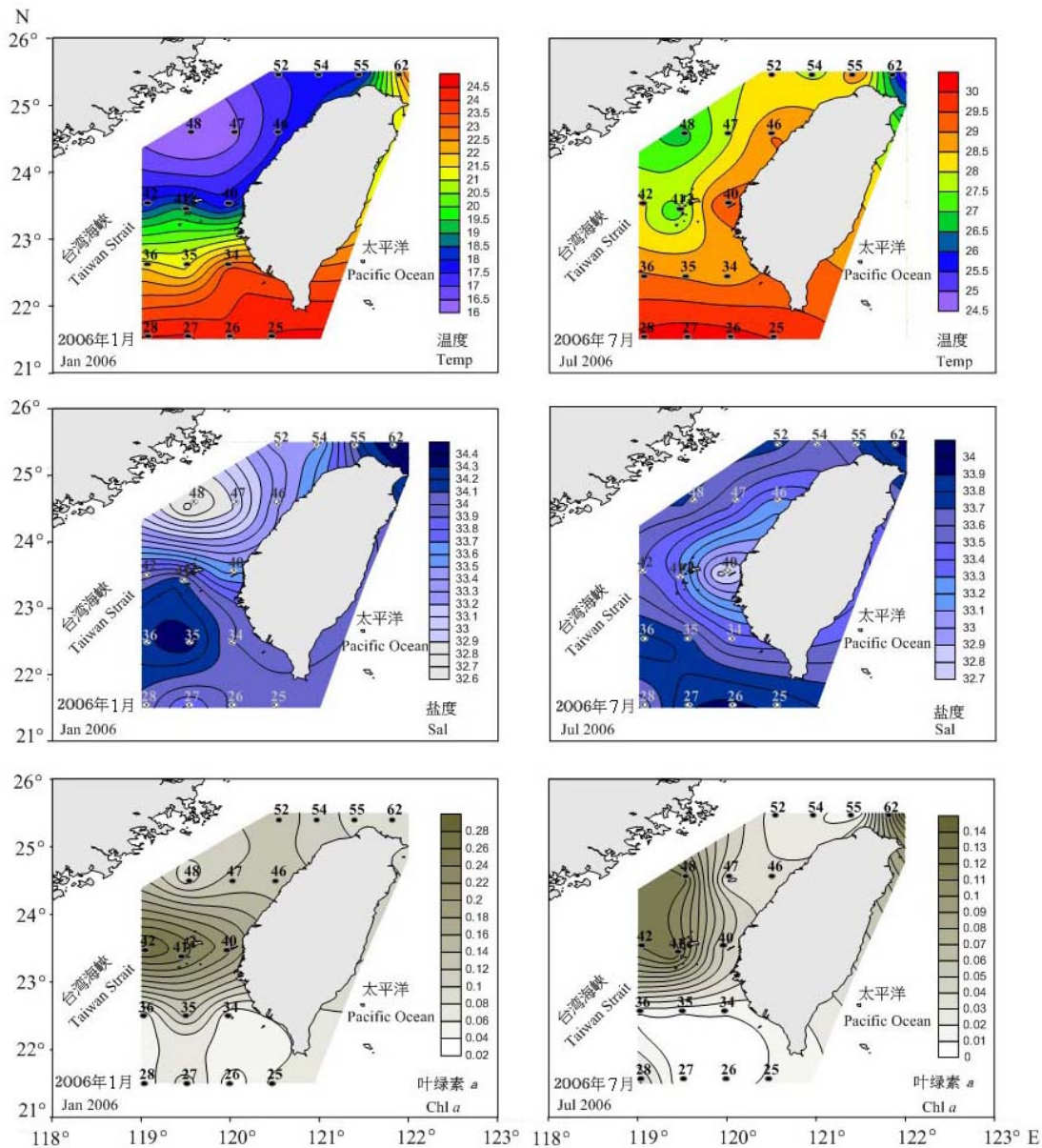


图2 台湾海峡冬季(2006年1月)及夏季(2006年7月)海水表层温度(°C)、盐度及叶绿素a (µg/L)之分布图
Fig. 2 Contours of sea surface temperature (°C), salinity (Sal), and chlorophyll a (Chl a) (µg/L) concentration in the Taiwan Strait during winter (January) and summer (July) cruises of 2006.

表2 台湾海峡浮游翼足类各种类之平均丰度(Mean±SE, ind./100 m³)、相对丰度(RA, %)及出现率(OR, %)之季节差异
Table 2 Seasonal difference in the abundance (Mean±SE, ind./100 m³), relative abundance (RA, %), and occurrence (OR, %) of pteropods in the Taiwan Strait

种类 Species	冬季 Winter			夏季 Summer		
	平均丰度 Abundance	相对丰度 RA	出现率 OR	平均丰度 Abundance	相对丰度 RA	出现率 OR
马蹄蛸螺 <i>Limacina trochiformis</i>	0.44±0.2	1.22	35.29	35.92±19.9	8.42	76.47
泡蛸螺 <i>L. bulimoides</i>	1.37±0.55	3.85	35.29	0.39±0.23	0.09	17.65
胖蛸螺 <i>L. inflata</i>	25.73±11.1	72.24	52.94	5.62±3.05	1.32	47.06
蛸螺属 <i>Limacina</i> sp.	0.05±0.05	0.14	5.88	0	0	0
强卷螺 <i>Agadina stimpsoni</i>	1.32±0.73	3.7	35.29	0.13±0.1	0.03	11.76
强卷螺属 <i>Agadina</i> sp.	0.04±0.04	0.12	5.88	0.32±0.12	0.08	35.29
芽笔帽螺 <i>Creseis virgula</i>	0.69±0.55	1.95	23.53	0.09±0.05	0.02	17.65
锥笔帽螺 <i>C.virgula</i> var. <i>conica</i>	0.64±0.43	1.8	17.65	2.65±1.61	0.62	23.53
尖笔帽螺 <i>C. acicula</i>	2.6±1.57	7.3	35.29	111.16±91.41	26.06	41.18
棒笔帽螺 <i>C. clava</i>	1.69±1.11	4.74	23.53	266.42±259.33	62.46	70.59
帽螺属 <i>Creseis</i> sp.	0.09±0.06	0.26	11.76	0.2±0.14	0.05	11.76
锥棒螺 <i>Styliola subula</i>	0.7±0.4	1.97	29.41	0	0	0
棒螺属 <i>Styliola</i> sp.	0	0	0	0.07±0.07	0.02	5.88
蛆状螺 <i>Cuvierina columnella</i>	0	0	0	0.03±0.03	0.01	5.88
尖菱螺螺 <i>Clio pyramidata</i>	0.02±0.02	0.06	5.88	0	0	0
三齿驼螺螺 <i>Cavolinia tridentata</i>	0.05±0.03	0.13	11.76	0	0	0
长吻龟螺 <i>C. longirostris</i>	0	0	0	0.03±0.03	0.01	5.88
角长吻龟螺 <i>C. longirostris</i> var. <i>angulata</i>	0	0	0	0.1±0.1	0.02	5.88
球龟螺 <i>C. globulosa</i>	0.14±0.1	0.39	11.76	0.03±0.03	0.01	5.88
宽弯龟螺 <i>C. labiata</i>	0.04±0.03	0.11	11.76	0	0	0
长轴螺 <i>Peraclis reticulata</i>	0	0	0	0.06±0.06	0.01	5.88
蝴蝶螺 <i>Desmopterus papilio</i>	0	0	0	3.3±2.09	0.77	58.82

(*Limacina inflata*)为主要优势种, 占冬季翼足类总丰度的72%(表2); 而种类数及多样性指数在季节之间差异并不大(表1)。冬季时翼足类的丰度、种类数及物种多样性指数均是呈现海峡东南部海域较西北部高的趋向, 尤其是较近岸海域物种数及丰度均较高; 夏季时在海峡北部海域出现较高的丰度, 种类数与物种多样性指数则是相反趋势, 呈现南高北低的情况(图3)。

2.3 水团分析及翼足类群聚特征

水文站群分析结果显示, 台湾海峡冬夏两季大致上均可分为海峡北部及海峡南部两大站群, 不同站群之间的生物及水文特征都有明显的差异。冬季时(图4), 可以发现台湾东北角的测站62也被归类于以南部8个测站为主的6W1站群, 具相对较高高温高盐低营养盐的特征, 由温盐度图分析可了解, 此站群应是属于南海水及黑潮水的水团范围; 6W2测站群则有9个测站, 分布于海峡北部及中部, 温盐度

较6W1站群低但具较高的叶绿素a浓度, 主要是受到中国沿岸流的影响。6W1站群的翼足类平均丰度、种类数及物种多样性指数均大于6W2站群, 在优势种组成方面, 两大站群皆是以胖蛸螺为最多, 尖笔帽螺也十分常见, 但其他优势种则显现不同。

夏季时(图5), 6M1站群主要为海峡东南部的测站及1个北部测站, 水文呈现高温的特征, 这可能与受到西南季风吹送而进入海峡北部的南海表层流有关, 但偏东部区域测站也有受到黑潮水的影响。6M2站群包括海峡西部及北部的7个测站, 平均水温较6M1站群低, 但有较高的叶绿素a浓度, 两站群的盐度则是差异不大。6M2站群的翼足类平均丰度比6M1站群高出约60倍, 但物种多样性则明显较低; 6M2站群的主要优势种为棒笔帽螺及尖笔帽螺, 两种数量合占该站群总丰度的90%, 而6M1站群则以胖蛸螺(51%)为最优势种, 马蹄蛸螺(15%)及棒笔帽螺(12%)则分居第二及第三优势量。

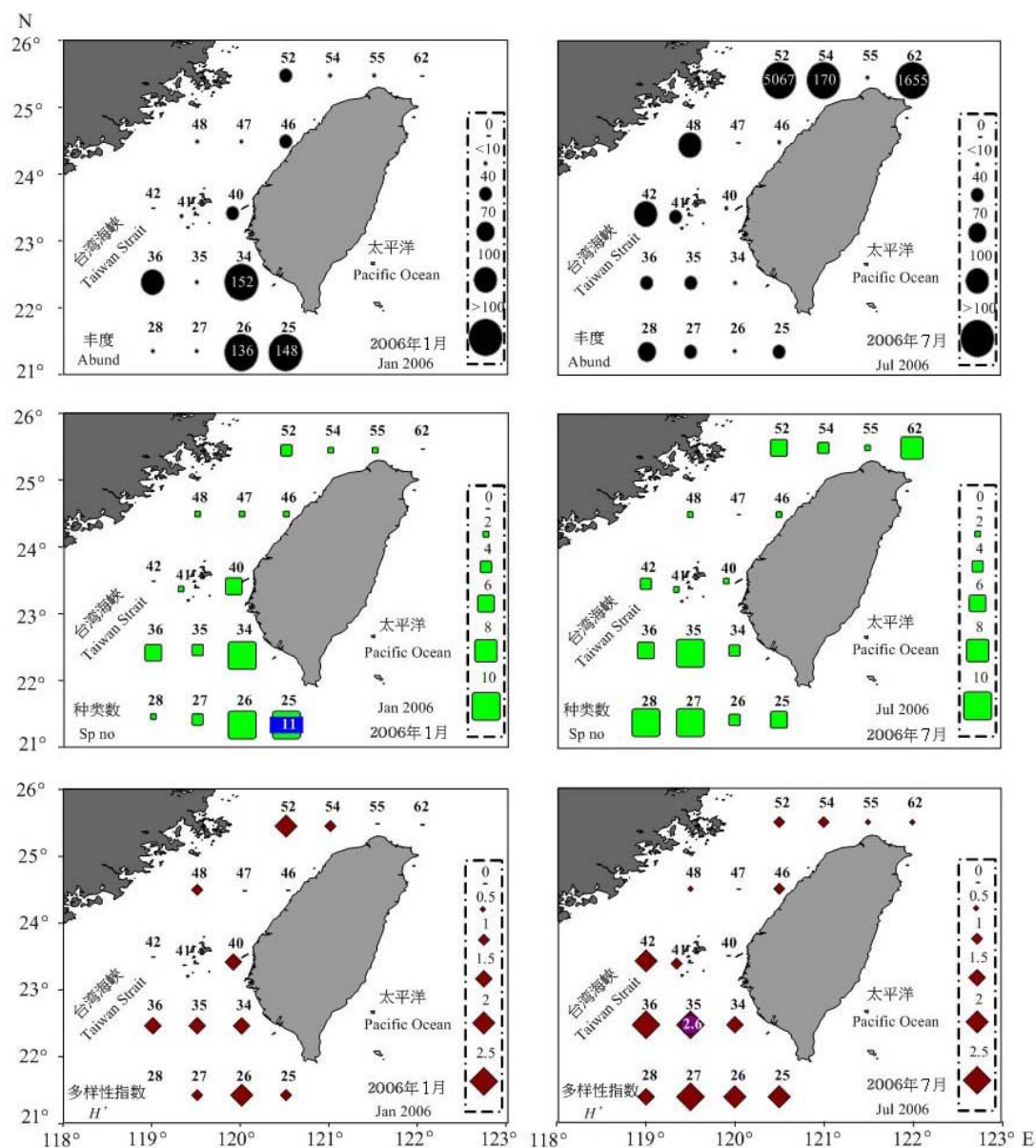


图3 台湾海峡冬季(2006年1月)及夏季(2006年7月)浮游翼足类丰度(ind./100 m³)、种类数及多样性指数之分布图

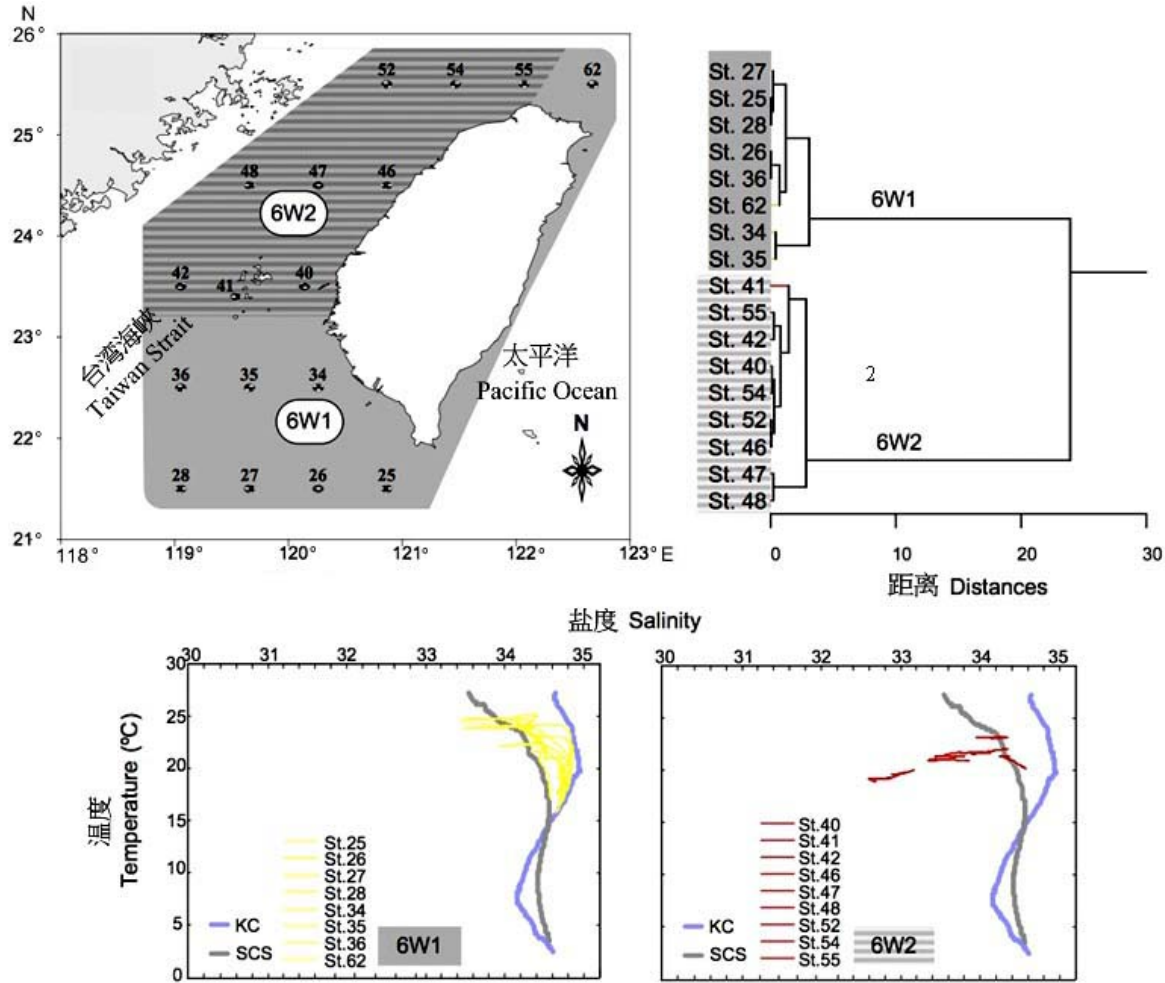
Fig. 3 Distribution in abundance (ind./100 m³), species richness (sp no), and species diversity index (H') of pteropods in the Taiwan Strait during winter (January 2006) and summer (July 2006) cruises of 2006.

3 讨论

3.1 台湾海峡水文环境特征

台湾海峡水文环境受到季风交替的影响明显呈现季节的变化。当冬季东北季风盛行时,中国沿岸流会随季风南下扩展范围至云彰隆起以北,海峡中部以北呈现低温低盐的水文特性,而北上的黑潮支流受到云彰隆起的阻隔停留于澎湖群岛附近,使得海峡南部呈现高温高盐的水文特性而与海峡北

部截然不同的情形(Jan et al, 2006)。夏季台湾海峡西南季风盛行,南海表层水取代了黑潮支流进入台湾海峡西南部,并经过澎湖水道扩及台湾海峡东侧一半以上的海域(Jan et al, 2010)。本研究的海表层水文分布图(图2)和水文站群分析(图4, 5)均印证了台湾海峡水团季节性消长的说法。从地理位置来看,台湾海峡可分成南部海域和北部海域,南部海域主要受到高温高盐之南海表层水及黑潮支流彼此间

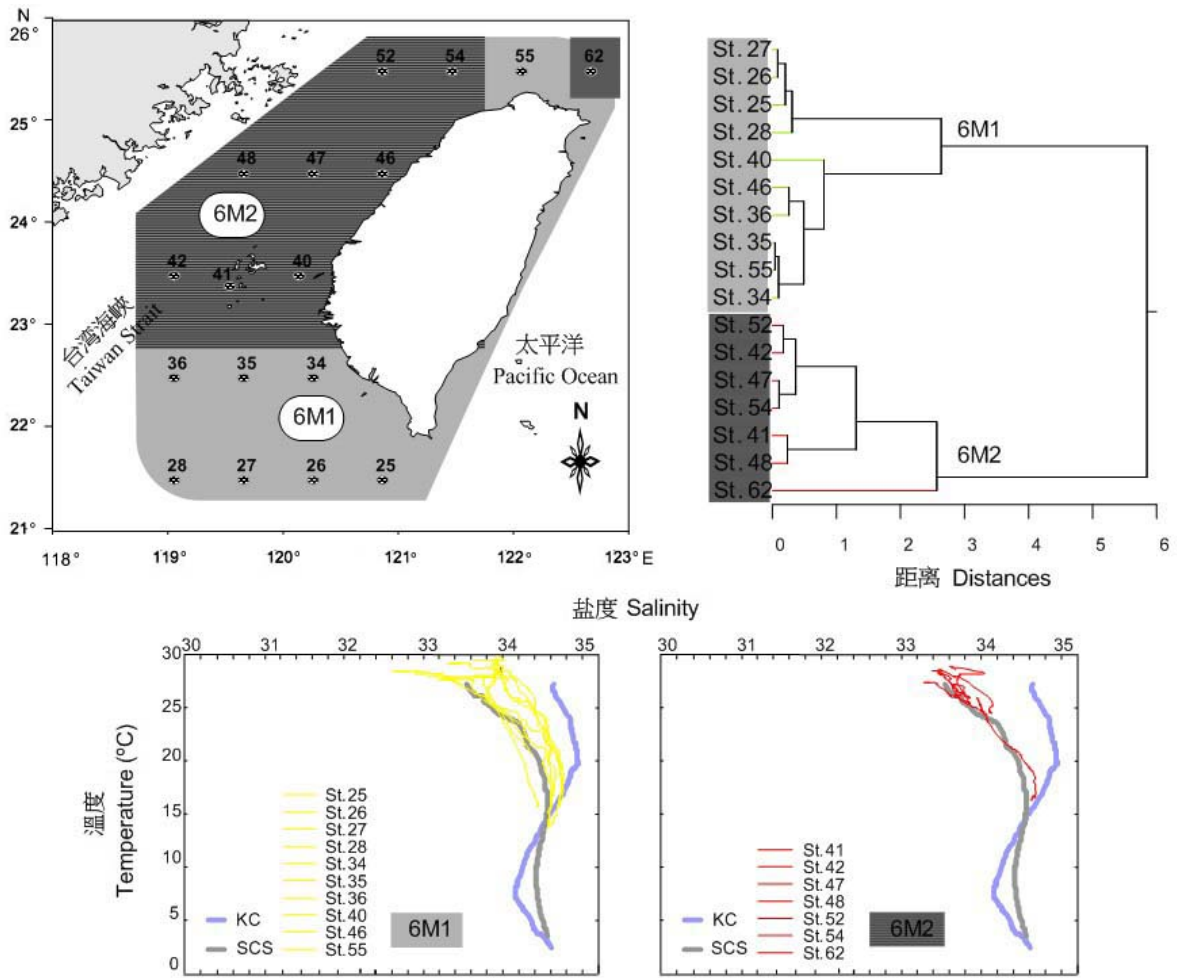


6W1				6W2			
测站 Station		25 26 27 28 34 35 36 62		测站 Station		40 41 42 46 47 48 52 54 55	
优势种 Dominant species		Mean±SE	RA	优势种 Dominant species		Mean±SE	RA
胖蜆螺 <i>Limacina inflata</i>		51.87±20.27	76.61	胖蜆螺 <i>Limacina inflata</i>		2.49±1.57	35.18
尖笔帽螺 <i>Creseis acicula</i>		3.97±3.00	5.87	强卷螺 <i>Agadina stimpsoni</i>		2.44±1.29	34.47
棒笔帽螺 <i>Creseis clava</i>		3.59±2.24	5.30	尖笔帽螺 <i>Creseis acicula</i>		1.38±1.38	19.5
泡蜆螺 <i>Limacina bulimoides</i>		2.79±0.95	4.12	马蹄蜆螺 <i>Limacina trochiformis</i>		0.28±0.19	3.96
锥棒螺 <i>Styliola subula</i>		1.49±0.77	2.21	笔螺属 <i>Creseis</i> spp.		0.18±0.12	2.48
总丰度 Total pteropods (ind./100 m ³)		67.7±25.44*		总丰度 Total pteropods (ind./100 m ³)		7.08±2.77*	
种类数 Species number (Total)		5±1(14)*		种类数 Species number (Total)		2±1(8)*	
多样性指数 Species diversity index		0.89±0.23		多样性指数 Species diversity index		0.54±0.22	
温度 Temperature (°C)		23.56±0.41***		温度 Temperature (°C)		17.54±0.32***	
盐度 Salinity		34.13±0.08*		盐度 Salinity		33.54±0.18*	
叶绿素 a Chl a (µg/L)		0.07±0.01**		叶绿素 a Chl a (µg/L)		0.16±0.02**	

RA, 相对丰度 Relative abundance. * $P<0.05$; ** $P<0.01$; *** $P<0.001$.

图4 台湾海峡冬季(2006年1月)水文站群分析及各站群之生物参数及水文特征

Fig. 4 Hydrographic station groups and its biological and hydrographic characteristics in the Taiwan Strait during winter (January) cruise of 2006



6M1				6M2			
测站 Station 25 26 27 28 34 35 36 40 46 55 (黑潮群)				测站 Station 41 42 47 48 52 54 62 (南海表层水群)			
优势种 Dominant species	Mean±SE	RA		优势种 Dominant species	Mean±SE	RA	
胖蜆螺 <i>Limacina inflata</i>	8.63±5.00	50.55		棒笔帽螺 <i>Creseis clava</i>	644.15±628.58	63.68	
马蹄蜆螺 <i>Limacina trochiformis</i>	2.54±0.84	14.88		尖笔帽螺 <i>Creseis acicula</i>	269.18±216.88	26.61	
棒笔帽螺 <i>Creseis clava</i>	2.01±0.59	11.75		马蹄蜆螺 <i>Limacina trochiformis</i>	83.6±43.8	8.27	
蝴蝶螺 <i>Desmopterus papilio</i>	1.08±0.42	6.35		蝴蝶螺 <i>Desmopterus papilio</i>	6.47±5.02	0.64	
泡蜆螺 <i>Limacina bulimoides</i>	0.67±0.37	3.93		锥笔帽螺 <i>Creseis virgula</i> var. <i>conica</i>	6.36±3.59	0.63	
总丰度 Total pteropods (ind./100 m ³)	17.07±5.9*			总丰度 Total pteropods (ind./100 m ³)	1,011.46±711.95*		
种类数 Species number (Total)	5±1(15)			种类数 Species number (Total)	4±1 (8)		
多样性指数 Species diversity index	1.45±0.3*			多样性指数 Species diversity index	0.7±0.2*		
温度 Temperature (°C)	29.47±0.21***			温度 Temperature (°C)	27.27±0.46***		
盐度 Salinity	33.6±0.12			盐度 Salinity	33.64±0.08		
叶绿素 a Chl a (μg/L)	0.02±0.01**			叶绿素 a Chl a (μg/L)	0.09±0.02**		

RA, 相对丰度 Relative abundance. * $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$.

图5 台湾海峡夏季(2006年7月)水文站群分析及各站群之生物参数及水文特征
Fig. 5 Hydrographic station groups and its biological and hydrographic characteristics in the Taiwan Strait during summer (July) cruise of 2006

的消长所影响; 相比之下, 北部海域的水文特性就北台湾海峡之低温低盐的中国沿岸流之外, 还会受到不同季风时期而入侵的南海表层水与黑潮支流两大水团的交互影响。从叶绿素 a 浓度分布图(图2)来看, 台湾海峡中部至北部一带属于陆棚海域, 受到大陆沿岸流的影响较大, 呈现叶绿素 a 浓度高的特性, 与海峡南部一带的南海水团明显不同。这是由于黑潮支流或南海表层水在流经云彰隆起时, 水流会先转往西边, 再继续向北边流动, 进而产生涌升现象, 提供营养盐, 而大陆的淡水也会为大陆沿岸海域带来丰富的营养物质(Jan et al, 2002)。谢志豪(2001)^①也指出台湾海峡南北水团交会的锋面区叶绿素 a 浓度最高, 锋面的形成会使水体产生扰动, 提供丰富的营养盐, 使浮游植物大量繁殖。

3.2 翼足类群聚分布特征与水团的关联

台湾海峡浮游翼足类丰度呈现明显的季节变化(表1)。夏季丰度显著较冬季高, 而两季测站之间的丰度分布情况也十分不同, 冬季时以海峡南部测站丰度较高, 夏季丰度则以北部及西部显著较高(图3), 这种分布的趋向与水文分布特征(图2, 4, 5)十分吻合, 显现浮游翼足类群聚分布与水团消长有密切的关联。

浮游翼足类丰度及物种多样性呈现明显夏季高冬季低的季节变化趋向, 许多相关的研究观察也提出相似的论证(戴燕玉, 1989; 黄加祺等, 1993; 凌顺天, 1999^②; 陈勇志, 2006^③; 林滢雯, 2008^④)。综合比较台湾附近海域翼足类的研究发现, 浮游翼足类种类组成相似度颇高, 但会随着研究海域不同而产生些许的差异, 这主要是受到不同季风所牵动海流水团消长之影响。一般来说台湾海峡南部属于黑潮与南海表层水交互影响的海域, 种类数相对比较多样化, 物种多样性指数高, 而海峡中北部属于地形浅的陆棚海域, 种类数相对要少了许多, 台湾海峡因为受到大陆沿岸流以及台湾本岛河口所带来丰富营养盐的影响, 浮游生物的丰度都会比台湾东部及南部海域高。这些空间上的变化, 由本研究水文

比南部复杂, 除了会受制于顺着中国大陆沿岸进入站群分布及翼足类特征差异分析结果(图4, 5)均可以得到验证。

海峡南部站群分布范围大多是台湾西南海域以及澎湖群岛以南的海域, 受到黑潮支流与南海表层水的影响, 海水温盐度高而叶绿素 a 浓度较低, 翼足类的丰度低但是种类数和物种多样性指数高, 种类组成大多是以胖蛸螺及马蹄蛸螺等为主, 此结果与黄加祺等(1993)在台湾浅滩和Xu (2008)在东海的研究相同。海峡北部站群以受到中国沿岸流影响较大的西北海域为主, 海水呈现低温低盐高叶绿素 a 浓度的特性, 翼足类丰度普遍较高而种类数与物种多样性指数较低, 种类组成以尖笔帽螺及棒笔帽螺等较占优势。戴燕玉(1989)研究发现, 尖笔帽螺是中国东海与南海数量最丰富的浮游软体动物之一, 在台湾海峡西部海域也是最优势物种; Xu (2008)也认为尖笔帽螺几乎可以在东海任何海域出现, 认为它是一种亚热带外海种, 具有广温广盐的特性。

综合言之, 台湾海峡水文环境十分复杂, 多种不同特性的水团包括黑潮支流、南海表层水以及中国沿岸流, 均受到不同季风的交互影响, 呈现明显的季节性消长。这些水团的消长分布特征, 均是影响浮游翼足类群聚及其他海洋生物季节及空间分布模式的重要因素。

参考文献

- Chang CY, Hsueh PW (2005) Species composition and seasonal abundance of pteropods (Mollusca; Gastropoda) in nearshore shallow waters of northwestern Taiwan. *Journal of the Fisheries Society of Taiwan*, 32, 311–316.
- Chihara M, Murano M (1997) *An Illustrated Guide to Marine Plankton in Japan*, pp. 567–598. Tokai University Press, Kanakawa. (in Japanese with English and scientific nomenclature)
- Chou C, Tseng LC, Ou CH, Chen QC, Hwang JS (2012) Seasonal succession of planktonic copepods in bight environments of northeastern Taiwan. *Zoological Studies*, 51, 1380–1396.
- Chu TY (1971) Environmental study of the surrounding waters of Taiwan. *Acta Oceanographica Taiwanica*, (1), 15–32.
- Dai YY (1989) Distribution of pelagic mollusca in the oceans west to the Taiwan Strait. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 8, 54–59. (in Chinese with English abstract)
- [戴燕玉 (1989) 台湾海峡西部海域浮游软体动物的分布. 台湾海峡, 8, 54–59.]
- Dai YY (1995) A preliminary study on pteropods and heteropods in central South China Sea. *Acta Oceanologica*

① 谢志豪 (2001) 台湾海峡北部桡脚类与仔稚鱼群集组成受水文因子之影响. 台湾大学动物学研究所硕士学位论文, 台北.

② 凌顺天 (1999) 高雄及小琉球附近海域有壳翼足类之时空分佈. “中山大学”海洋资源研究所硕士学位论文, 高雄.

③ 陈勇志 (2006) 台湾四周海域翼足类群聚之时空分布及其与水文环境之相关性研究. “中山大学”海洋资源研究所硕士学位论文, 高雄.

④ 林滢雯 (2008) 台湾南部海域浮游翼足类群聚之季节动态研究. “中山大学”海洋生物科技暨资源研究所硕士学位论文, 高雄.

- Sinica, 17(6), 111–116. (in Chinese) [戴燕玉 (1995) 南海中部翼足类和异足类生态的初步研究. 海洋学报, 17(6), 111–116.]
- Fan KL, Yu CY (1981) A study of water masses in the seas of southernmost Taiwan. *Acta Oceanographica Taiwanica*, (12), 94–111.
- Hong HH, Zhang C, Shang S, Huang B, Li Y, Li X (2009) Interannual variability of summer coastal upwelling in the Taiwan Strait. *Continental Shelf Research*, 29, 479–484.
- Huang JQ, Zhu CS, Li SJ (1993) Distribution of planktonic mollusca in Minnan-Taiwan Shoal Fishing Ground. *Journal of Oceanography in Taiwan Strait*, 12, 164–170. (in Chinese with English abstract) [黄加祺, 朱长寿, 李少菁 (1993) 闽南-台湾浅滩渔场浮游软体动物的分布. 台湾海峡, 12, 164–170.]
- Hsieh HY, Lo WT, Wu LJ (2012) Community structure of larval fish from the southeastern Taiwan Strait: linked with the seasonal monsoon-driven currents. *Zoological Studies*, 51, 679–691.
- Hsieh HY, Lo WT, Wu LJ, Liu DC, Su WC (2011) Comparison of distribution patterns of larval fish assemblages in the Taiwan Strait between the northeasterly and southwesterly monsoons. *Zoological Studies*, 50, 491–505.
- Hsieh HY, Yu SF, Lo WT (2013) Influence of monsoon-driven hydrographic features on siphonophore assemblages in the Taiwan Strait, western North Pacific Ocean. *Marine and Freshwater Research*, 64, 348–358.
- Hwang JS, Souissi S, Tseng LC, Seuront L, Schmitt FG, Fang LS, Peng SH, Wu CH, Hsiao SH, Twan WH, Wei TP, Kumar R, Fang TH, Chen QC, Wong CK (2006) A 5-year study of the influence of the northeast and southwest monsoons on copepod assemblages in the boundary coastal waters between the East China Sea and the Taiwan Strait. *Journal of Plankton Research*, 28, 943–958.
- Hwang J-S, Wong CK (2005) The China Coastal Current as a driving force for transporting *Calanus sinicus* (Copepoda: Calanoida) from its population centers to waters of Taiwan and Hong Kong during the winter northeast monsoon period. *Journal of Plankton Research*, 27, 205–210.
- Jan S, Wang J, Chern CS, Chao SY (2002) Seasonal variation of the circulation in the Taiwan Strait. *Journal of Marine Systems*, 35, 249–268.
- Jan S, Sheu DD, Kuo HM (2006) Water mass and throughflow transport variability in the Taiwan Strait. *Journal of Geophysical Research*, 111, C12012, doi: 10.1029/2006JC003656.
- Jan S, Tseng YH, Dietrich DE (2010) Sources of water in the Taiwan Strait. *Journal of Oceanography*, 66, 211–221.
- Lalli CM, Gilmer RW (1989) The thecosomes: shelled pteropods. In: *Pelagic Snails: the Biology of Holopanktonic Gastropod Molluscs* (eds Lalli CM, Gilmer RW), pp. 58–209. Stanford University Press, Stanford, California.
- Lin SF, Tang TY, Jan S, Chen CJ (2005) Taiwan strait current in winter. *Continental Shelf Research*, 25, 1023–1042.
- Lo WT, Kang PR, Hsieh HY (2012) Siphonophores from a transect off southern Taiwan between Kuroshio Current and South China Sea. *Zoological Studies*, 51, 1354–1366.
- Shannon CE, Weaver W (1949) *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Champaign.
- van der Spoel S (1974) Geographical variation in *Cavolinia tridentata* (Mollusca, Pteropoda). *Bijdragen tot de Dierkunde*, 44, 100–112.
- van der Spoel S, Heyman RP (1983) *An Comparative Atlas of Zooplankton: Biological Patterns in the Oceans*, Springer-Verlag, New York. pp. 35–125.
- Xu ZL (2008) Identification of ecotype with pelagic pteropoda species in the East China Sea. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 39, 381–387.
- Yamaji I (1986) *The Plankton of Japanese Coastal Waters*, pp. 419–424. Hoikusha Publishing Co. Ltd., Osaka. (in Japanese)
- Zhang FS (1964) Pelagic mollusca in China seas. I. Classification of pteropods, heteropods, and pelagic snails. *Studia Marina Sinica*, 5(1), 125–226. (in Chinese) [张福绥 (1964) 中国近海的浮游软体动物. I. 翼足类、异足类及海蜗牛类的分类研究. 海洋科学集刊, 5(1), 125–226.]
- Zheng Z, Li SJ, Xu ZZ (1991) Marine Plankton, pp. 468–500. The Sueichan Press, Keelung. (in Chinese) [郑重, 李少菁, 许振祖 (1991) 海洋浮游生物学, pp. 468–500. 水产出版社, 基隆.]
- Zhu ZY (1961) Study on the current in the East China Sea and near Taiwan. *Acta Meteorologica Sinica*, 7(4), 7–17. (in Chinese) [朱祖佑 (1961) 中国东海及台湾附近海流之研究. 气象学报, 7(4), 7–17.]
- Zou ZY (1991) Distribution of pteropods and heteropods in the Nansha Islands. In: *Proceedings of the Researches on Marine Biology in the Nansha Islands and Adjacent Seas*, pp.123–133. Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [邹祖怡 (1991) 南沙群岛海区翼足类和异足类的分布. 见: 南沙群岛及其邻近海区海洋生物研究论文集(二), pp.123–133. 海洋出版社, 北京.]

(责任编辑: 孙军 责任编辑: 时意专)

• 研究报告 •

杭州湾内外海域秋季浮游动物群落的比较

张冬融^{1,2} 徐兆礼^{1*} 徐佳奕¹ 董开兴^{1,3}¹ (中国水产科学研究院东海水产研究所农业部海洋与河口渔业重点开放实验室, 上海 200090)² (国家海洋局第二海洋研究所工程海洋学重点实验室, 杭州 310012)³ (厦门大学海洋与地球学院, 福建厦门 361102)

摘要: 本文比较了杭州湾湾外海域(122.10°–122.58° E, 30.54°–30.93° N)和湾内不同海域(北岸东侧: 121.67°–121.87° E, 30.68°–30.83° N; 南岸东侧: 121.60°–121.85° E, 29.95°–30.24° N; 北岸西侧: 121.31°–121.56° E, 30.58°–30.77° N)秋季浮游动物的群落组成、累积优势度曲线以及多样性指数(H')等群落结构特征, 并进行了差异性分析。结果表明: 湾外海域的群落组成与湾内海域的3个群落之间均有较大的差异。湾外海域的群落I是以中华假磷虾(*Pseudeuphausia sinica*)等近海种、背针胸刺水蚤(*Centropages dorsispinatus*)等沿岸低盐种为主, 其次是外海种。湾内南岸东侧海域的群落II主要以左突唇角水蚤(*Labidocera sinilobata*)等沿岸低盐种为主, 近海种次之。湾内北岸东侧海域的群落III是以真刺唇角水蚤(*Labidocera euchaeta*)等沿岸低盐种、虫肢歪水蚤(*Tortanus vermiculus*)等河口半咸水种组成的混合群落。湾内北岸西侧海域群落IV是以虫肢歪水蚤为代表的河口半咸水种为主的群落。总的说来, 这一水域向西和向北方向出现更低盐度适应性的群落。从累积优势度曲线来看, 湾外海域群落I与湾内北岸东侧群落III的累积优势度上升趋势均相对平缓, 但群落III的初始累积优势度略高于群落I; 而与群落I相比, 湾内南岸东侧的群落II与北岸西侧的群落IV的初始累积优势度均很高。湾外海域群落I的初始累积优势度较低, 显示出群落I的优势种较多, 而单一优势种优势度低于湾内3个群落。方差分析结果表明: 湾外海域的浮游动物多样性指数与湾内3个海域均有极显著差异($P < 0.01$), 而湾内各海域之间均无显著性差异($P > 0.05$)。说明湾外浮游动物群落的多样性高于湾内海域。湾内外海域浮游动物群落特征之间有较大差异, 其主要原因是影响各自群落的主导水团明显不同。

关键词: 杭州湾; 群落; 累积优势度; 浮游动物; 多样性

Comparison of zooplankton communities inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

Dongrong Zhang^{1,2}, Zhaoli Xu^{1*}, Jiayi Xu¹, Kaixing Dong^{1,3}¹ Key and Open Laboratory of Marine and Estuary Fisheries, Ministry of Agriculture of China, East China Sea Fisheries Research Institute, Chinese Academy of Fishery Sciences, Shanghai 200090² Key Laboratory of Engineering Oceanography, Second Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, People's Republic of China, Hangzhou 310012³ College of Ocean & Earth Science, Xiamen University, Xiamen, Fujian 361102

Abstract: We analyzed and compared the differences in community composition, K -dominance curves and diversity index (H') of zooplankton community structure characteristics inside and outside the Hangzhou Bay in autumn (outside the bay: 122.10°–122.58° E, 30.54°–30.93° N; inside the bay: the east area of north: 121.67°–121.87° E, 30.68°–30.83° N; the east area of south: 121.60°–121.85° E, 29.95°–30.24° N; the west area of north: 121.31°–121.56° E, 30.58°–30.77° N). Results indicated that there were large differences between the community composition of zooplankton outside the bay and those in the three areas inside the bay. The area outside the bay (community I) was composed of nearshore species such as *Pseudeuphausia sinica* and nearshore low-salinity species such as *Centropages dorsispinatus*, followed by offshore species. Com-

收稿日期: 2015-09-15; 接受日期: 2016-03-11

基金项目: 国家自然科学基金(41176131)和海洋公益性行业科研专项经费项目(201305027)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xiaomin@sh163.net

munity II (the eastern area of south Hangzhou Bay) was composed of nearshore low-salinity species such as *Labidocera sinilobata*, followed by nearshore species. Community III (the eastern area of north Hangzhou Bay) was mixed with nearshore low-salinity species such as *Labidocera euchaeta* and estuarine brackish-water species such as *Tortanus vermiculus*. Community IV (the western area of north Hangzhou Bay) was characterized by the dominant species, *Tortanus vermiculus* of estuarine brackish-water species that had the highest proportion, which was different from the community I. Generally, the community with lower salinity adaptability appeared in the western and northern areas. According to *K*-dominance curves, the dominance curves of community I and community III were quite gentle. In addition, the initial cumulative dominance of community III was higher than that of community I. Compared with community I, the initial cumulative dominance of community II and community IV were far higher than that of community I. The initial cumulative dominance of community I (outside the bay) was particularly low, which indicated that there were many types of dominant species in community I, and the dominance of single dominant species was lower than those communities inside the bay. Results of variance analysis indicated that there were highly significant differences between the diversity index of zooplankton outside the bay and those in the other three waters inside the bay ($P < 0.01$). Meanwhile, there were no significant differences between the three communities inside the bay ($P > 0.05$). This showed that the diversity index of zooplankton outside the bay was higher than those of the communities inside the bay. The influence of different water masses resulted in zooplankton community differences in the inner and outer waters of the bay.

Key words: Hangzhou Bay; community; cumulative dominance; zooplankton; diversity

杭州湾是一个典型的潮汐性海湾, 西有钱塘江径流注入, 北受长江径流影响, 东部和湾口为东海外海水和湾内水团交汇地, 湾外海域更多地受到东海外海水团的影响(林丙尧和曹颖, 2000)。已有研究表明, 杭州湾内、外海域生态环境有很大不同, 水体环境的复杂性有可能造成杭州湾内外海域浮游动物群落的差异, 因而有必要将湾外海域与湾内不同水体浮游动物进行比较, 这样才能全面考察杭州湾内外浮游动物的差异性。

早年朱启琴(1988)对杭州湾、长江口海域浮游动物整体进行了研究, 但没有比较不同海域浮游动物群落的差异性; 徐兆礼等(2003b)、纪焕红等(2004)、毕亚梅等(2010)、陈华和徐兆礼(2010)对杭州湾不同水域浮游动物的研究, 也都局限于杭州湾内某一小范围的水域; 俞存根等(2011)和陈小庆等(2010)通过海洋生态系统综合调查, 研究了位于杭州湾湾外的舟山渔场及邻近海域浮游动物的种类组成、数量分布及群落结构等特征。综上, 我国对于杭州湾湾内与湾外海域浮游动物群落的比较研究尚未见到报道。国外对海湾内外海域浮游动物的比较研究也不多, 如Govindan等(1977)对卡奇湾内外海域浮游动物的生物量和种类组成进行了比较研究, 但仅限于生物量和种类组成, 对群落结构的比较几乎没有; Badyalak和Philps (2008)研究发现,

佛罗里达州坦帕湾湾内的浮游动物丰度高于湾内中部和湾外海域, 也没有比较湾内外浮游动物的群落结构。

本文通过对杭州湾内外海域的浮游动物群落进行调查, 籍此探讨浮游动物群落对环境变化的响应, 以期丰富我国海湾海洋环境与浮游动物群落之间关系的研究成果。

1 方法

1.1 采样区域和方法

湾外水域取杭州湾湾口正东方向的嵊泗岛海域, 即 122.10° – 122.58° E, 30.54° – 30.93° N海域。湾内水域分别取杭州湾北岸东侧海域(121.67° – 121.87° E, 30.68° – 30.83° N)、南岸东侧海域(121.60° – 121.85° E, 29.95° – 30.24° N)、北岸西侧海域(121.31° – 121.56° E, 30.58° – 30.77° N), 除了杭州湾北岸东侧海域设13个站位以外(图1), 其他所有比较区域各设12个站位, 4个水域的调查季节分别为2012年、2009年、2011年和2012年的秋季。浮游动物样品采用浅水I型浮游生物网(口径50 cm、筛绢CQ14、孔径0.505 mm), 自海底至海面垂直拖曳获得。样品采集的方法及处理等均按《海洋调查规范——海洋生物调查》(GB/T 12763.6-2007)进行。所获得的样品经5%中性福尔马林溶液固定后带回实

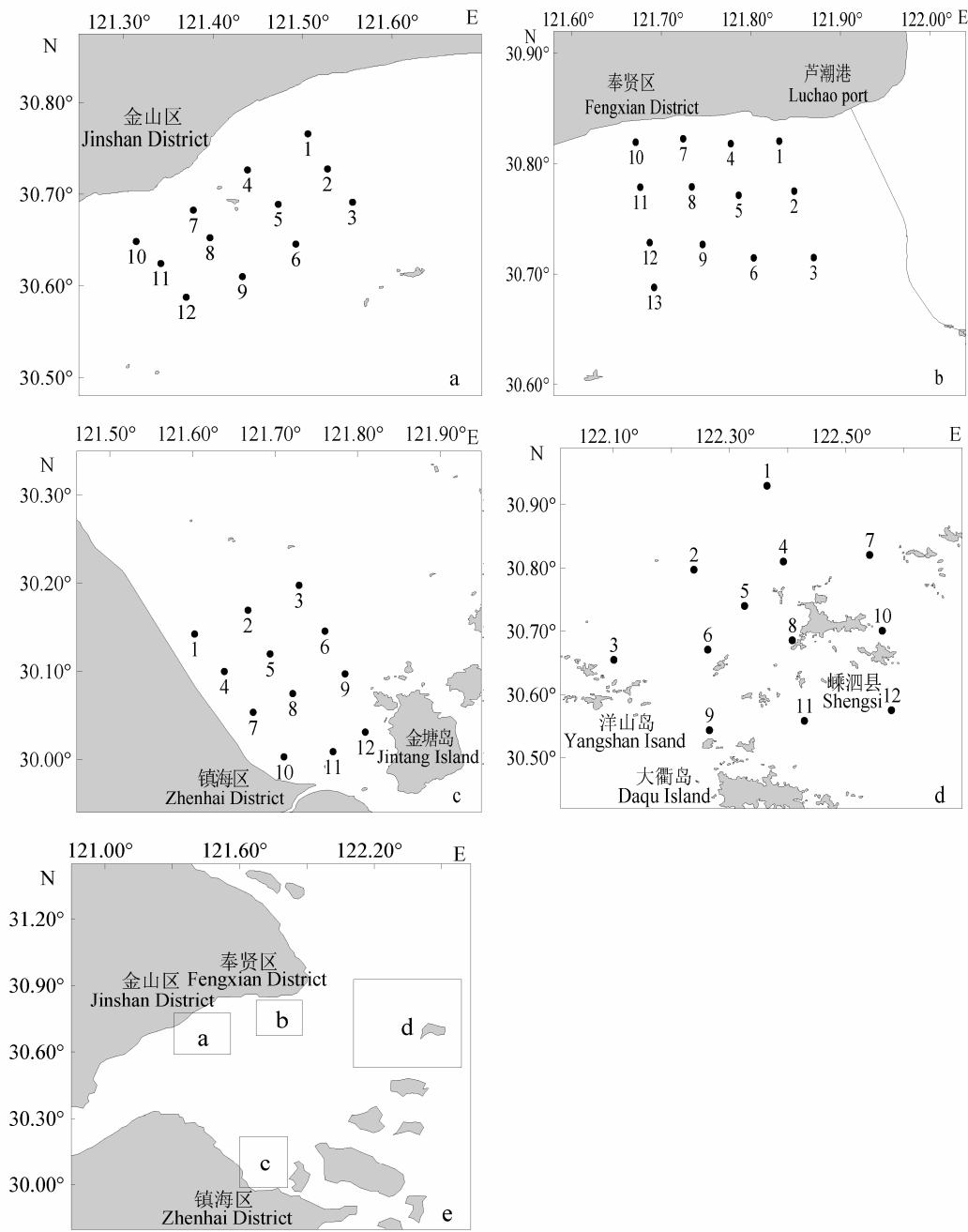


图1 杭州湾内外海域浮游动物采样站位图。a: 湾内北岸西侧海域; b: 湾内北岸东侧海域; c: 湾内南岸东侧海域; d: 湾外海域; e: 不同海域调查站位分布图。

Fig. 1 Sampling stations of zooplankton inside and outside the Hangzhou Bay. a, The west area of north Hangzhou Bay; b, The east area of north Hangzhou Bay; c, The east area of south Hangzhou Bay; d, The sea area outside the Bay; e, Sampling stations in the different parts.

验室进行分类鉴定和统计。并按个体计数法在体视显微镜下计数。个体丰度单位为 ind./m^3 。盐度用盐度测定仪测量。

1.2 数据处理

4个水域的站位依次标记为湾外海域(OA1–

12)、湾内南岸东侧海域(ES1–12)、湾内北岸东侧海域(EN1–13)和湾内北岸西侧海域(WN1–12)。用Primer 5.0软件(Clarke & Green, 1993; Clarke & Warwick, 1994; Brazner & Beals, 1997) 建立Bray-Curtis相似性距离矩阵, 将站位的丰度值进行

开4次方根转换,以平衡优势种和非优势种在群落中的作用,然后在此基础上分别进行聚类分析和非线性多维标度排序分析(NMDS)。以胁强系数(stress)来衡量NMDS分析结果的好坏,一般认为,当 $\text{stress} < 0.2$ 时,可用NMDS的二维点图表示,其图形有一定的解释意义; $\text{stress} < 0.1$ 时,可以认为是一个好的排序; $\text{stress} < 0.05$ 时,具有很好的代表性;在 $0.1 < \text{stress} < 0.2$ 的情况下, NMDS分析的结果与等级聚类分析的结果可以相互对照,这样得出的分析结论更具有实际生态学意义(Clarke & Warwick, 1994)。

用相似性检验(ANOSIM)非参数多元分析方法(Clarke & Green, 1993)检验两个群落之间是否具有显著性差异。其具体方法是利用前面Bray-Curtis相似性系数,求出各相似性系数对应的秩,以秩来表示不同站位间的相似程度。组内站位和组间站位秩的均值间的差异用 R 值表示, R 值的范围在-1与1之间(通常在0-1间),当 R 值接近于1时,表明组内各站位的相似性明显高于组间各站位的相似性;当 R 值接近于0时,表示组内各站位与组间各站位具有基本相同的相似性程度(Clarke & Green, 1993)。

累积优势度是物种丰度占总丰度百分数的累加值,通过对各种浮游动物的丰度由大到小排序,生成累积优势度曲线(dominance curve, K -dominance),该曲线能够较直观地表示群落的物种均匀度和丰度百分比(Clarke & Green, 1993)。

本文优势种采用如下公式计算: $Y = (n_i/N) \times f_i$ 。式中: n_i 为第 i 种类在各站出现的总丰度(ind./m³); N 为所有物种在各站出现的总丰度(ind./m³); f_i 为第 i 种类在各站出现的频率。定义 $Y \geq 0.02$ 的种为优势种(徐兆礼和陈亚瞿, 1989)。

采用Shannon-Wiener多样性指数(H')计算群落多样性,公式 $H' = -\sum P_i \ln P_i$ 。其中, p_i 为种 i 的个体占群落中总个体的比例, S 为样品中的种类数(Shannon, 1948)。用SPSS 16.0软件对盐度和多样性指数(H')作方差分析。

2 结果

2.1 杭州湾内外海域盐度特征比较

从盐度均值来看,杭州湾湾外海域的盐度最高,为23.8,而湾内北岸西侧海域的盐度最低,仅有7.9,两个海域的差值最大,超过15.0。湾外海域

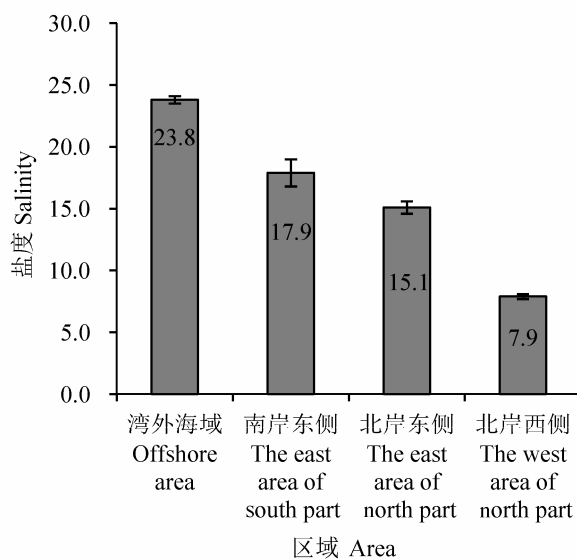


图2 杭州湾内外海域秋季盐度的比较

Fig. 2 Comparison of salinity inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

与湾内南岸东侧(17.9)和北岸东侧海域(15.1)的盐度差值均在10.0以内;各水域内盐度变化不大(图2)。对盐度作方差分析,结果显示湾外海域与湾内3个海域均有极显著差异($P < 0.01$),湾内3个海域之间也有极显著差异($P < 0.01$)。

2.2 杭州湾内外海域浮游动物的聚类、排序分析

聚类分析结果显示(图3),杭州湾内外海域浮游动物群落差异明显。在25%的相似性水平上,可将各调查站位分为湾外与南岸东侧的相对高盐群落(群落I和II)和湾内北岸东侧与西侧的低盐群落(群落III和IV)。在35%的相似性水平上,靠近湾外的相对高盐群落又可进一步分为湾外海域群落(群落I)和湾内南岸东侧海域的群落(群落II)。相似性分析显示,群落I与群落II有较大的差异($R = 0.796$) (表1)。在45%的相似性水平上,位于湾内的低盐群落可进一步分为湾内北岸东侧海域的群落(群落III)和北岸西侧海域的群落(群落IV)。而由表1可知,湾外的群落I与湾内的群落III和群落IV均具有极为明显的差异(分别为 $R = 0.979$ 和 $R = 0.992$),远远高于群落I与群落II的差异。

NMDS排序的胁强系数为0.15 (图4),小于0.2,说明NMDS图有一定的可信度。由图4可以看出,群落I与群落IV的距离最远,群落组成差异最大。而群落II与群落I的部分站位距离相对较近,因而群落组

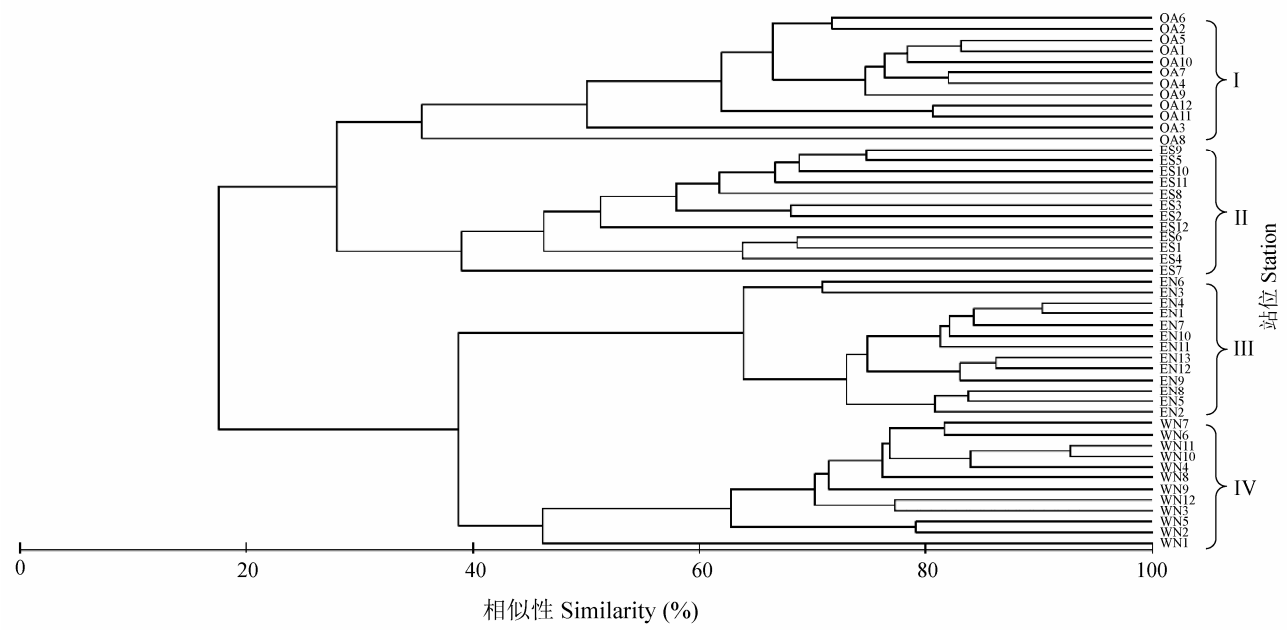


图3 杭州湾内外海域秋季浮游动物群落Bray-Curtis聚类图。I: 湾外海域浮游动物群落, II: 湾内南岸东侧海域浮游动物群落, III: 湾内北岸东侧海域浮游动物群落, IV: 湾内北岸西侧海域浮游动物群落。下同。
Fig. 3 Bray-Curtis cluster of zooplankton community structure inside and outside the Hangzhou Bay in autumn. I: Community in the offshore area, II: Community in the east area of south part, III: Community in the east area of north part, IV: Community in the west area of north part. The same below.

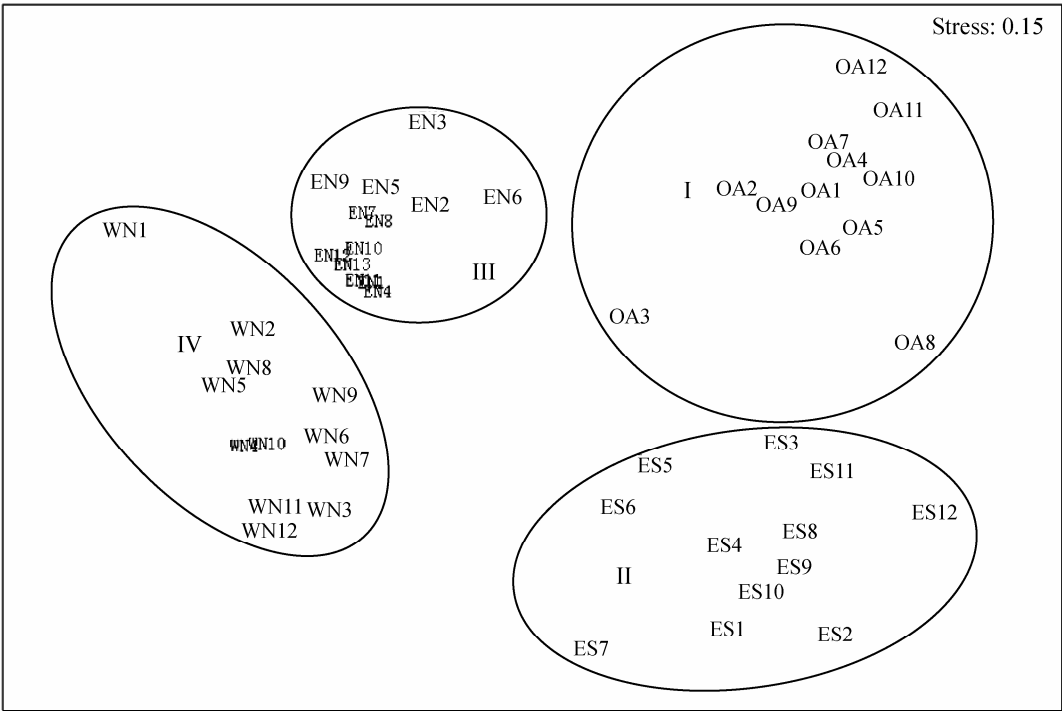


图4 杭州湾内外海域秋季各站位浮游动物群落的非线性多维标度排序分析(NMDS)
Fig. 4 Non-metric multidimensional scaling analysis of zooplankton community at each sampling station inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

表1 秋季杭州湾内外海域基于浮游动物丰度的群落相似性检验

Table 1 Results of one-way analysis of similarities (ANOSIM) for zooplankton communities inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

区域 Area	<i>P</i>	ANOSIM <i>R</i>
湾外海域与湾内南岸东侧 Offshore area vs The east area of south part	0.001	0.796
湾外海域与湾内北岸东侧 Offshore area vs The east area of north part	0.001	0.979
湾外海域与湾内北岸西侧 Offshore area vs The west area of north part	0.001	0.992

P: 表示显著性; *R*: 表示检验值.
P, represent significance; *R*, represent test value.

成上与其他群落相比更为相似; 群落III与群落I的个别站位距离相对较近, 群落组成有相似之处, 但与群落II相比, 差异更加明显。图3和图4的对照结果进一步证明了杭州湾内外海域的浮游动物群落之间具有较明显的差异。

2.3 杭州湾内外海域浮游动物的累积优势度曲线

由图5可以看出, 湾外的群落I与湾内的群落III累积优势度曲线的上升趋势均比较平缓, 但群落I的最高单种所占总丰度的百分比仅为19.12%, 低于群落III的41.52%, 浮游动物优势种不突出, 群落物种多样性较高。湾内的群落II和群落IV的浮游动物累积优势度曲线上升很快, 最高单种占总丰度的百分比分别为65.32%和66.96%, 均远高于群落I, 而物种多样性却较低。在物种排序30%之后, 湾内外海域的4个群落优势度曲线上升趋势基本一致。

2.4 杭州湾内外海域浮游动物生态类群丰度和种类组成的比较

由表2和图6可知, 湾外的群落I中的近海种和沿岸低盐种分别占浮游动物总丰度的53.01%和36.84%。其中, 近海种中华假磷虾(*Pseudeuphausia sinica*)的丰度为29.3 ind./m³, 比湾内的群落II中(0.1 ind./m³)高很多, 沿岸低盐种背针胸刺水蚤(*Centropages dorsispinatus*)的丰度为26.9 ind./m³, 也比湾内的群落III中(0.2 ind./m³)高很多。同时, 还出现了较多的外海种类, 如亚强真哲水蚤(*Eucalanus subcrassus*)、精致真刺水蚤(*Euchaeta concinna*)和肥胖箭虫(*Sagitta enflata*)等。湾外的群落I中的外海种占总种类数的比例高达41.94%, 远高于湾内其他海域。近海种种类数的占比略低, 为32.26%; 沿岸低盐种次之, 为22.58% (图7)。

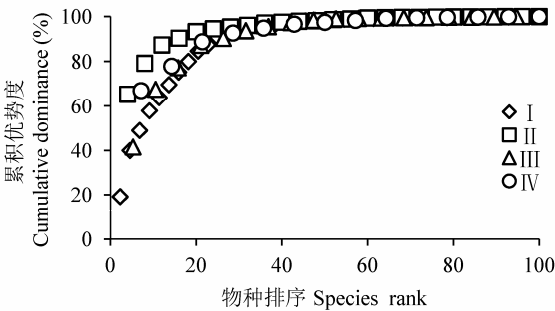


图5 杭州湾内外海域秋季浮游动物丰度累积优势度曲线
Fig. 5 K-dominance curves by abundance inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

与湾外的群落I相比, 湾内的群落II中的沿岸低盐种所占比例较多, 占总丰度的80.97%。其中沿岸低盐种左突唇角水蚤(*Labidocera sinilobata*)的丰度甚至高达378.1 ind./m³; 虽然出现了一些近海种, 但近海种占总丰度的比例只有18.34%, 低于群落I (表2和图6)。湾内的群落II中沿岸低盐种种类数占总种类数的比例高达47.06%, 高于群落I; 近海种种类数占比为35.29%, 与群落I相近; 外海种种类数占比(11.76%)远低于群落I (图7)。

湾内的群落III中的沿岸低盐种丰度和占比远高于湾外的群落I, 其丰度占浮游动物总丰度的74.61%, 真刺唇角水蚤(*Labidocera euchaeta*)丰度高达41.1 ind./m³, 高于群落I (4.0 ind./m³)。另一方面, 群落III还出现了较多的河口半咸水种, 占浮游动物总丰度的20.68%, 如火腿许水蚤(*Schmackeria poplesia*)的丰度值为9.9 ind./m³, 但在湾外的群落I中却没有出现(表2和图6)。湾内的群落III中沿岸低盐种和近海种种类数占总种类数的比例分别为35.71%和42.86%, 均略高于湾外的群落I; 河口半咸水种种类数占比为21.43%, 远高于群落I; 但未出现外海种(图7)。

湾内的群落IV的生态类群种类组成中, 河口半咸水种占浮游动物总丰度的比例最高, 达79.84%, 远高于湾外的群落I。其中, 虫肢歪水蚤(*Tortanus vermiculus*)的丰度达32.1 ind./m³, 在湾外的群落I中仅有0.1 ind./m³; 群落IV还出现了一些沿岸低盐种, 占浮游动物总丰度的18.64%, 低于群落I, 出现的种类如长额刺糠虾(*Acanthomysis longirostris*)、双刺唇角水蚤(*Labidocera bipinnata*)和太平洋纺锤水蚤(*Acartia pacifica*)等的丰度值均不高(表2和图6)。湾

表2 杭州湾内外海域秋季浮游动物生态类群种类和丰度的组成
Table 2 Eco-group species composition and abundance of zooplankton inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

种名 Species	平均丰度 Mean abundance (ind./m ³)				生态类群 Eco-group
	I	II	III	IV	
中华哲水蚤 <i>Calanus sinicus</i>	12.5		0.1	0.1	■
火腿许水蚤 <i>Schmackeria poplesia</i>			9.9	0.9	■
双刺唇角水蚤 <i>Labidocera bipinnata</i>		0.8		0.1	□
真刺唇角水蚤 <i>Labidocera euchaeta</i>	4.0	47.4	41.1	0.1	□
左突唇角水蚤 <i>Labidocera sinilobata</i>		378.1		1.9	□
太平洋纺锤水蚤 <i>Acartia pacifica</i>			1.8	0.5	□
虫肢歪水蚤 <i>Tortanus vermiculus</i>	0.1	2.8	9.6	32.1	■
针刺拟哲水蚤 <i>Paracalanus aculeatus</i>	0.8	0.3	25.7		□
背针胸刺水蚤 <i>Centropages dorsispinatus</i>	26.9	1.5	0.2		□
中华胸刺水蚤 <i>Centropages sinensis</i>			3.1		■
中华华哲水蚤 <i>Sinocalanus sinensis</i>			0.1		■
亚强真哲水蚤 <i>Eucalanus subcrassus</i>	8.4	0.1			※
刺尾角水蚤 <i>Pontella spinicauda</i>		17.6			■
刺尾纺锤水蚤 <i>Acartia spinicauda</i>	0.2	2.2			□
微刺哲水蚤 <i>Canthocalanus pauper</i>	0.5				※
圆唇角水蚤 <i>Labidocera rotunda</i>	6.7				■
平滑真刺水蚤 <i>Euchaeta plana</i>	6.5				■
精致真刺水蚤 <i>Euchaeta concinna</i>	2.2				※
尖刺唇角水蚤 <i>Labidocera acuta</i>	0.4				□
普通波水蚤 <i>Undinula vulgaris</i>	0.1				※
瘦尾胸刺水蚤 <i>Centropages tenuiremis</i>	0.1				■
黑点叶水蚤 <i>Sapphirina nigromaculata</i>	0.1				※
伯氏平头水蚤 <i>Candacia bradyi</i>	0.1				※
小哲水蚤 <i>Nannocalanus minor</i>	0.1				※
漂浮囊糠虾 <i>Gastrosaccus pelagicus</i>			0.1	0.4	■
长额刺糠虾 <i>Acanthomysis longirostris</i>	8.2	5.9	1.8	5.2	□
短额刺糠虾 <i>Acanthomysis brevirostris</i>	7.9	7.2			□
漂浮小井伊糠虾 <i>Iiella pelagicus</i>	1.4	2.5			■
中华假磷虾 <i>Pseudeuphausia sinica</i>	29.3	0.1			■
日本毛虾 <i>Acetes japonicus</i>	0.1	0.6			■
中型莹虾 <i>Lucifer intermedius</i>	0.4	0.3			※
细螯虾 <i>Leptochela gracilis</i>		0.1			■
细长涟虫 <i>Iphinoe tenera</i>			1.0	0.1	■
三叶针尾涟虫 <i>Diastylis tricineta</i>	0.1				■
百陶箭虫 <i>Sagitta bedoti</i>	12.7	80.2	0.1	0.1	■
海龙箭虫 <i>Sagitta nageae</i>	0.1		0.1		■
肥胖箭虫 <i>Sagitta enflata</i>	1.1				※
细尖小涂氏蛾 <i>Tullbergella cuspidata</i>	0.3				※
尖笔帽螺 <i>Creseis acicula</i>	0.1				※
明螺 <i>Atlanta peroni</i>	0.0				※
齿形海萤 <i>Cypridina dentata</i>	0.0				※

■: 河口半咸水种; □: 沿岸低盐种; ■: 近海种; ※: 外海种
■: Estuarine brackish-water species; □: Nearshore low-salinity species; ■: Nearshore species; ※: Offshore species

内的群落IV中河口半咸水种占总种类数的比例为18.18%, 远高于群落I; 沿岸低盐种和近海种种类数分别为45.45%和36.36%, 均略高于湾外的群落I;

但未出现外海种(图7)。

2.5 杭州湾内外海域浮游动物优势种的比较

从图8和表2可以看出, 湾外的群落I的优势种

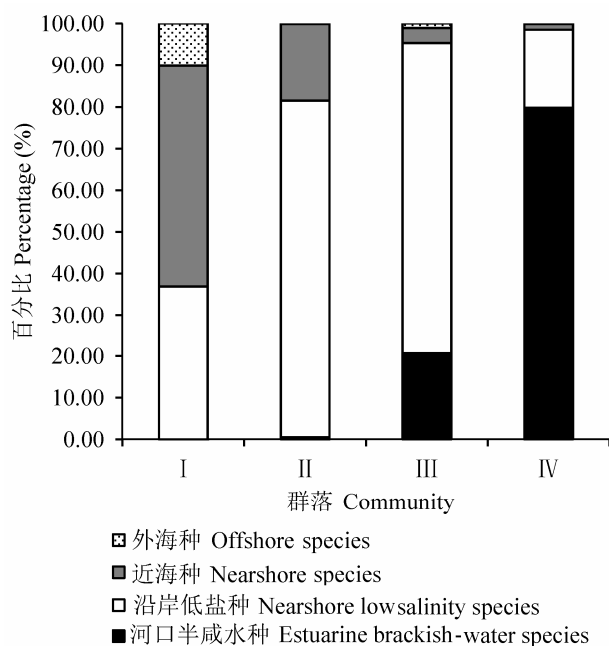


图6 秋季杭州湾内外不同群落浮游动物生态类群丰度比例的变化

Fig. 6 The variation of eco-group abundance of zooplankton communities inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

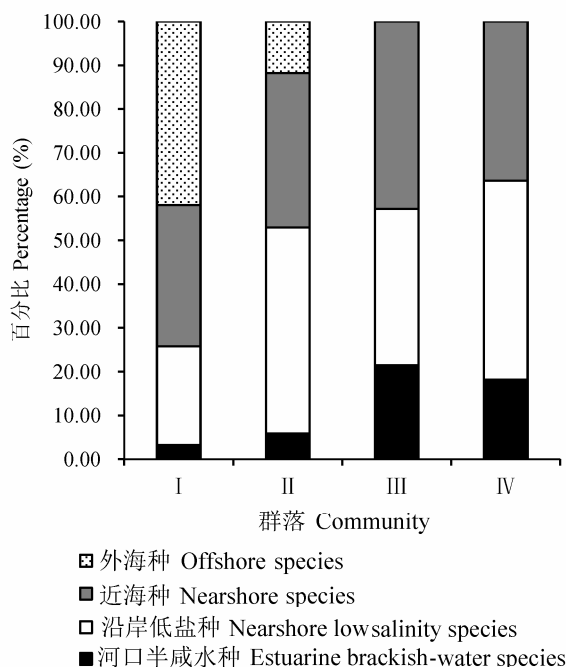


图7 秋季杭州湾内外不同群落浮游动物生态类群种类数比例的变化

Fig. 7 The variation of eco-group species numbers of zooplankton communities inside and outside the Hangzhou Bay in autumn

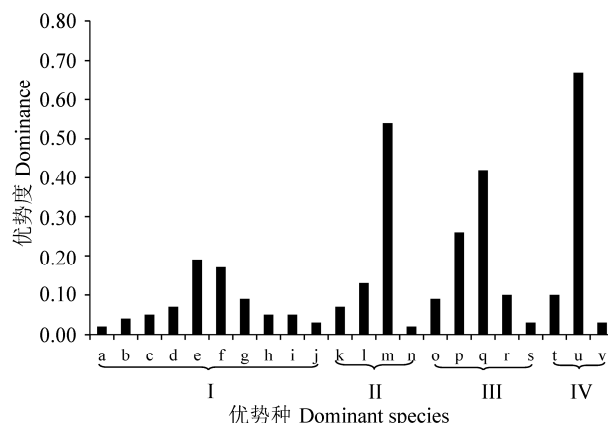


图8 秋季杭州湾内外不同群落浮游动物优势种优势度的变化。a, k, q: 真刺唇角水蚤; b: 圆唇角水蚤; c: 短额刺糠虾; d: 中华哲水蚤; e: 背针胸刺水蚤; f: 中华假磷虾; g, l: 百陶箭虫; h: 亚强真哲水蚤; i, t: 长额刺糠虾; j: 平滑真刺水蚤; m, v: 左突唇角水蚤; n: 刺尾角水蚤; o: 火腿许水蚤; p: 针刺拟哲水蚤; r, u: 虫肢歪水蚤; s: 中华胸刺水蚤。

Fig. 8 The variation of dominance of dominant species of zooplankton inside and outside the Hangzhou Bay in autumn. a, k, q: *Labidocera euchaeta*; b: *Labidocera rotunda*; c: *Acanthomysis brevirostris*; d: *Calanus sinicus*; e: *Centropages dorsispinatus*; f: *Pseudeuphausia sinica*; g, l: *Sagitta bedoti*; h: *Eucalanus subcrassus*; i, t: *Acanthomysis longirostris*; j: *Euchaeta plana*; m, v: *Labidocera sinilobata*; n: *Pontella spinicauda*; o: *Schmackeria poplesia*; p: *Paracalanus aculeatus*; r, u: *Tortanus vermiculus*; s: *Centropages sinensis*.

主要有近海种中华假磷虾、百陶箭虫(*Sagitta bedoti*)、中华哲水蚤(*Calanus sinicus*)以及沿岸低盐种背针胸刺水蚤和外海种亚强真哲水蚤等,各优势种的优势度均不高,其中,近海种占该海域优势种总丰度的55.05%,沿岸低盐种占优势种总丰度的38.14%,外海种只占6.82%。

与群落I相比,湾内的群落II的优势种组成有很大的不同,优势种为沿岸低盐种左突唇角水蚤、真刺唇角水蚤以及近海种百陶箭虫、刺尾角水蚤(*Pontella spinicauda*)。其中沿岸低盐种的平均丰度占该海域优势种总丰度的81.32%,远高于群落I;近海种占18.68%,远低于群落I(图8和表2)。

湾内的群落III的优势种主要有沿岸低盐种真刺唇角水蚤、针刺拟哲水蚤和河口半咸水种虫肢歪水蚤、火腿许水蚤以及近海种中华胸刺水蚤。其中,沿岸低盐种和河口半咸水种分别占优势种总丰度的74.77%和21.79%,均远高于群落I;近海种只有3.44%,远低于群落I(图8和表2)。

湾内的群落IV的优势种组成与群落I则有极大

的不同, 主要为河口半咸水种虫肢歪水蚤和沿岸低盐种长额刺糠虾、左突唇角水蚤3种, 远少于群落I。其中, 河口半咸水种占该水域优势种总丰度的81.88%, 以绝对优势成为最主要的类群, 远高于群落I, 而沿岸低盐种只占18.12%, 低于群落I (图8和表2)。

2.6 杭州湾内外海域浮游动物群落多样性指数(H')的水平分布及方差分析

湾外的群落I的Shannon-Wiener多样性指数范围为1.74–3.85, 均值为3.04, 为湾内外海域最高, 多样性指数总体呈现由北部向南部增加的趋势(图9)。

湾内的群落II的Shannon-Wiener多样性指数范

围为0.61–2.64, 均值只有1.60, 远低于群落I, 浮游动物的多样性指数分布趋势呈现为向东南部离岸方向增加(图9)。

湾内的群落III的Shannon-Wiener多样性指数范围为1.04–2.71, 均值为1.94, 也低于群落I, 多样性指数分布表现为自东部向西部递增的趋势(图9)。

湾内的群落IV的Shannon-Wiener多样性指数范围为0.87–2.81, 均值为1.77, 同样低于群落I, 多样性指数分布总体呈现为西部近岸侧较低, 离岸侧较高, 而东部离岸侧较低, 近岸侧较高(图9)。

方差分析结果显示, 湾外海域的浮游动物群落多样性指数与湾内3个海域均有极显著差异($P < 0.01$), 而湾内各海域之间均无显著差异($P > 0.05$)。

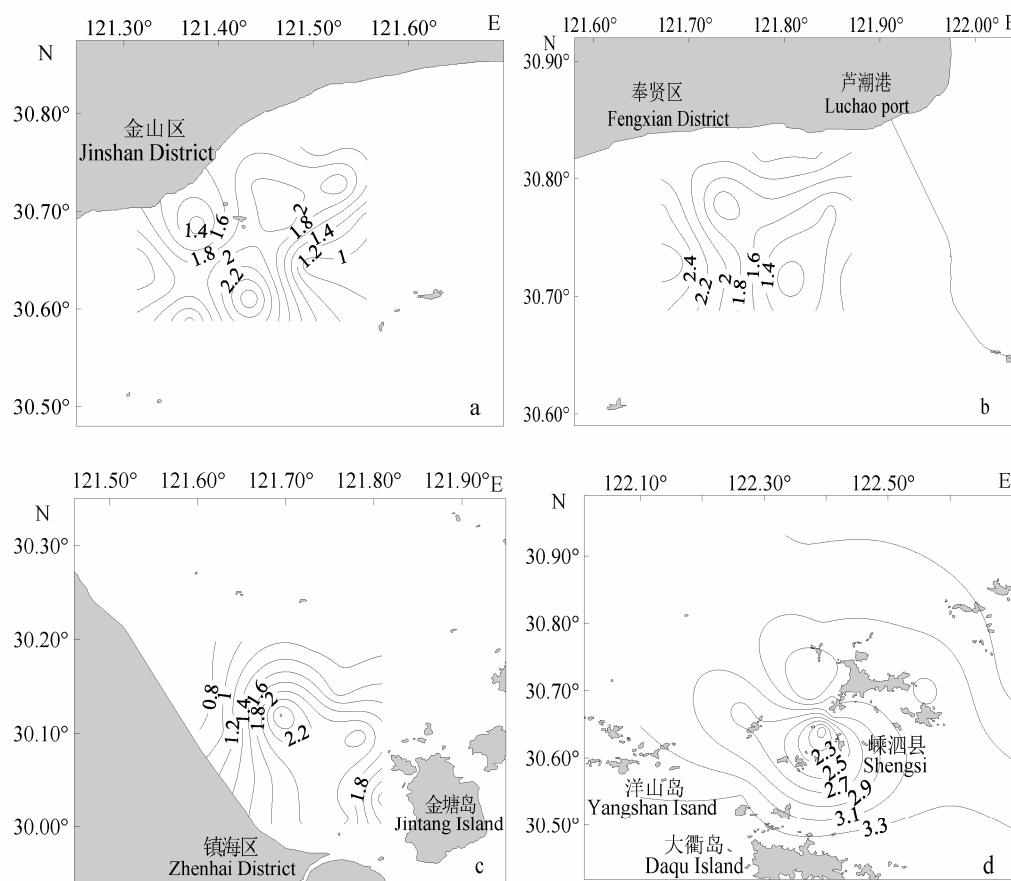


图9 杭州湾内外海域秋季浮游动物群落多样性指数(H')的水平分布。a: 湾内北岸西侧海域的群落IV; b: 湾内北岸东侧海域的群落III; c: 湾内南岸东侧海域的群落II; d: 湾外海域的群落I。

Fig. 9 Horizontal distribution of Shannon-Wiener diversity index of zooplankton communities inside and outside the Hangzhou Bay in autumn. a, Community IV in the west area of north part; b, Community III in the east area of north part; c, Community II in the east area of south part; d, Community I in the offshore area.

3 讨论

3.1 杭州湾内外不同海域浮游动物群落的划分

依据聚类分析、非线性多维标度排序分析和群落相似性分析的研究结果(图3, 图4和表1), 杭州湾湾外浮游动物群落I与湾内3个群落有非常显著的差别, 尤其是与湾内北岸各浮游动物群落的差异非常显著。而湾外的群落I与湾内南岸东侧的群落II可以划分为一大类, 这是因为, 这两个水域受径流影响偏弱, 受外海水影响明显。其中, 群落II附近虽然没有较强的淡水径流, 但与外海水团之间由于受到舟山岛屿的阻隔, 影响了外海水团的入侵, 因此, 无论是从丰度还是种类组成上, 外海种和近海种的数量均明显低于杭州湾湾外浮游动物群落I的数量。显示出地形阻隔对浮游动物群落有重要的影响(刘镇盛等, 2005; 徐佳奕等, 2014)。

由于受到淡水径流的影响, 杭州湾北岸的浮游动物群落都显示出明显的咸淡水交界生态适应属性, 因而可以划分为同一大类, 但是这两个群落之间也有差异。北岸东侧的群落III接近外海, 岛屿对外海水阻隔程度虽然较弱, 但有强大的长江径流从南支下泄影响这一海域, 依靠淡水水团与外海所形成的阻隔, 形成了一个既区别于杭州湾湾外浮游动物群落I, 又区别于北岸西侧的群落IV的浮游动物群落。由于接近钱塘江口, 与外海相距较远, 在4个浮游动物群落中, 群落IV显示出一个典型的河口浮游动物群落特征(徐兆礼等, 1999; 高原等, 2008)。

3.2 从生态类群丰度组成的差异看浮游动物对不同环境的适应

由图3和图4可见, 杭州湾湾外海域的群落I与湾内南岸东侧的群落II、北岸东侧的群落III、北岸西侧的群落IV相比, 均具有极显著差异(表1), 而这种群落结构的差异主要表现在不同生态类群丰度的差异上。

研究结果显示, 湾外海域的浮游动物群落I以近海种为主(占总丰度的53.01%) (表2和图6), 此外还出现较多的外海种, 这是湾外海域浮游动物生态类群最重要的特征。相比之下, 湾内南岸东侧群落II以沿岸低盐种为最主要的种类(80.97%), 还有较多的近海种出现; 湾内北岸东侧群落III占主导的虽然仍是沿岸低盐种(74.61%), 但是出现了较多湾外海域没有出现的河口半咸水种(20.68%); 湾内北岸

西侧群落IV与湾外群落I由于在地理位置上相距最远, 近钱塘江口, 以河口半咸水种为主(79.84%), 而沿岸低盐种次之(图6)。湾内外浮游动物生态类群丰度组成的差异, 反映了不同生态类群浮游动物对不同环境的适应。

在湾外海域, 近海种丰度最高, 显示出湾外海域具有适合近海种栖息的环境。依据Xu和Gao (2011)、Zhang和Xu (2012)、沈国英和施并章(2002)等的研究, 近海浮游动物适应盐度在20–32之间。显然, 湾外海域的盐度相对湾内其他3个海域较高(23.8) (图2), 而盐度又影响到浮游动物的群落结构和种类组成(陈洪举和刘光兴, 2009), 因而, 湾外海域在群落丰度组成上以盐度适应性偏高的近海种占优, 甚至还出现了一定数量的外海种。在湾内南岸东侧和北岸东侧, 则出现了大量的沿岸低盐种, 说明这些海域是沿岸低盐种适宜栖息的海域。此外, 在北岸还出现了较多数量的河口半咸水种, 尤其是在北岸西侧, 由于离外海距离较远, 又受到钱塘江冲淡水影响, 水体的盐度最低, 仅为7.9 (图2), 是适宜河口半咸水种栖息的水域。由此可见, 径流通过盐度梯度对浮游动物带来的影响, 叠加外海水团的影响, 是造成不同海域群落中不同生态类群数量差异的主要原因, 也印证了不同生态类群浮游动物对不同海洋环境的适应(高倩等, 2008; 田丰歌和徐兆礼, 2012; 徐佳奕等, 2014)。

3.3 从生态类群种类组成的差异看不同水团对海洋环境的影响

径流通过盐度梯度, 叠加外海水团对浮游动物带来的影响, 除了显示出不同生态类群对不同海洋环境的适应以外, 还显示出水团对某一海域的入侵和影响, 主要通过不同生态类群种类数、占总种类数比例和参考种的丰度组成来进行研究。

虽然在湾外, 近海种丰度远大于外海种, 但在种类数上, 群落I表现为外海种(13种)种类数高于近海种(10种)(表2), 因而种类组成上, 显示出更加强烈的外海特征。由于湾外海域与舟山群岛外海域之间基本上没有阻挡, 它们之间在水体上是相通的。在台湾暖流近海支(翁学传和王从敏, 1985; 潘玉球等, 1985), 黑潮次表层水在近海涌升的海流背景下(Zhang et al, 2012; Li et al, 2014; 赵瑞祥和刘志亮, 2014), 大量的外海种进入湾外海域。其中, 不乏一些暖流水团指示种, 例如精致真刺水蚤(徐兆礼等,

2003a)、肥胖箭虫(李云等, 2009)、普通波水蚤(*Undinula vulgaris*)(徐兆礼, 2006)和小哲水蚤(*Nannocalanus minor*)等, 这些种只在湾外海域出现。浮游动物都具有随波逐流的扩散特性(郑重等, 1984), 杭州湾湾外海域出现了如此众多的外海种, 由此推断, 这一海域受到了外海暖流水团的影响。而暖流带来丰富的外海种类, 是这一海域外海种种类数多于近海种的原因。但是, 这一水域同样也受到了来自长江口冲淡水的影响。研究表明, 湾外海域平均盐度为23.8, 属于近海海洋环境特征, 对大多数外海种而言, 并不是最适宜的栖息环境(徐兆礼, 2007; Xu & Gao, 2011; Zhang & Xu, 2012)。这是外海种虽然占多数, 但丰度占比很少的原因。

在湾内东侧, 南岸(群落II)和北岸(群落III)有所不同, 虽然它们在生态类群丰度组成上均以沿岸低盐种占绝对优势, 丰度占比分别高达80.97%和74.61%, 但群落II的种类组成有别于群落III。一方面表现为: 群落II中高盐度适应种类的种类数占比高于群落III。例如, 群落II中近海种占总种类数的比例为35.29%, 外海种占11.76%, 合计47.05%, 高于群落III仅出现近海种的比例(42.86%) (图7), 这一结果显示群落II更多地受到外海水的影响。另一方面表现为群落III出现了河口半咸水种(占总种类数的21.43%), 而群落II几乎没有出现(图7), 显示出群落III受到咸淡水水团的影响。

湾内北岸西侧群落IV的种类组成与湾外海域群落I的差异最大, 出现了较多的河口半咸水种, 占总种类数的比例(18.18%)远高于群落I (图7)。其中, 具有代表性的河口半咸水种虫肢歪水蚤出现的数量最多, 黄备等(2012)对这一海域春季的研究结果也显示出虫肢歪水蚤的数量占比很高。说明北岸西侧受冲淡水的影响比较显著, 从而与群落I形成最明显的反差。

杭州湾内外海域浮游动物群落的种类组成差异格局总体表现在: 湾外海域种类组成更多地显示出暖流和冲淡水混合的影响, 湾内南北岸则总体上显示出以盐度适应性偏低的沿岸低盐种甚至盐度适应性更低的河口半咸水种居多, 这可能与各自海域的主导水团有关。

3.4 杭州湾内外海域不同浮游动物群落多样性指数(H')的差异分析

方差分析结果表明, 湾内各海域之间的浮游动

物多样性指数(H')无显著差异, 但它们与湾外海域之间均有极显著差异, 说明湾外海域环境与湾内海域环境差异较大。何德华等(1987)和Magurran (1988)研究发现, 累积优势度与多样性指数(H')之间有较为密切的关系, 较高的优势度曲线一般对应较低的多样性指数。而物种多样性指数作为衡量群落规模和重要性的基础, 与种类数的多少和丰度在种间分布的均匀度有关(徐佳奕和徐兆礼, 2013), 种类越多, 个体数量分布越均匀, 物种的多样性指数就越大, 可以反映出所在海域的空间异质性越高(李开枝等, 2007)。例如, 高倩等(2008)研究发现, 秋季长江口北支的浮游动物多样性指数明显高于北港水域, 而且其丰度分布也比较均匀, 最高丰度百分比仅为36.6%。

湾外海域群落I的浮游动物多样性指数(H') (3.04)明显高于湾内其他3个海域(图9), 而黄备等(2012)研究发现春季该海域的物种多样性指数也偏高, 说明该海域春秋两季的群落结构均比较复杂。群落I的初始累积优势度为4个海域最低, 只达20%左右, 累积优势度曲线上升最平缓(图5), 说明丰度分布比较均匀, 这是群落I多样性指数(H')较高的原因之一。此外, 群落I的种类组成上除了以近海种和沿岸低盐种为主外, 还出现了大量的外海种(表2), 其优势种种数(10种)明显多于其他三个海域, 优势种间的优势度差异不明显(图8), 种类组成变得复杂多样, 因而多样性指数(H')较高, 其群落结构相对其他3个群落来说也十分稳定。

相比于群落I, 湾内南岸东侧群落II和北岸西侧群落IV的多样性指数(H')均非常低(1.60, 1.77)(图9)。而它们的初始累积优势度则都很高(65.32%, 66.96%), 累积优势度曲线上升很快(图5), 但是丰度分布却十分不均匀, 物种相对偏少, 同时分别出现了单一高优势度的优势种左突唇角水蚤和虫肢歪水蚤(图8), 这进一步说明了群落II和群落IV的多样性指数(H')明显低于群落I。湾内北岸东侧群落III的多样性指数(H') (1.94) (图9)虽然相对湾内其他海域的群落来说偏高, 但仍低于群落I, 原因在于其累积优势度曲线不同于群落I, 上升较快, 且初始累积优势度高于群落I, 丰度分布也比较不均匀; 优势种种数(5种)虽多于湾内其他海域, 与群落I相比仍较少, 且优势度不是很突出, 物种组成也相对简单, 反映在多样性指数上, 往往是该群落的多样性指数

(H')值较低。

总之,杭州湾内外海域群落之间浮游动物多样性指数(H')的差异与各自海域浮游动物的累积优势度和种类组成等有关,湾外海域浮游动物种类数较多,优势种数较多,累积优势度曲线较缓,因而群落多样性指数(H')较高,群落结构稳定,而湾内水域各个群落的多样性指数(H')普遍低于2,群落结构较不稳定,折射出湾内外海域浮游动物群落结构上具有明显的差异。

3.5 杭州湾内外海域浮游动物群落与水团的关系

由前面的研究结果可知,杭州湾内外海域群落之间,不论从生态类群丰度、种类组成,还是从多样性指数上,都存在明显的差异,这与各自海域受不同主导水团的影响密不可分。

潘玉球等(1997)、林丙尧和曹颖(2000)研究发现,东海外海水和下泄的长江冲淡水对杭州湾湾外海域的影响较大,这使得群落I出现了较多数量的近海种和沿岸低盐种,以及较多种类但丰度不高的外海种,群落结构变得较为复杂。而倪勇强等(2003)研究发现,对湾内海域影响最大的水团主要是来自东海并向东南和向东方向传入的东海外海水,其次是南下的长江冲淡水和钱塘江径流,但不同海域受主导水团的影响不同,导致群落组成差异很大。湾内南岸东侧在秋季除受东海外海水影响外,钱塘江径流和曹娥江径流对其也有一定影响,水体盐度相对偏低,出现了较多的沿岸低盐种及少量的近海种等,种类组成、丰度和优势度分布均不均匀,物种多样性较低,丰度的分布受单一优势种影响较大,而浮游动物的优势种又对群落特征有重要影响(Gouveia et al, 1999; 张锦平等, 2005),因而群落II在群落组成上以沿岸低盐种为主。湾内北岸东侧海域是东海外海水、长江冲淡水和钱塘江径流的水团交汇处,沿岸低盐种大量聚集,以及出现较多的河口半咸水种,优势种相对较多,优势度趋于均匀,物种多样性相对偏高,因而,群落III形成沿岸低盐种和河口半咸水种的混合群落。北岸西侧海域靠近湾顶,秋季钱塘江大量冲淡水的注入,使得河口半咸水种如虫肢歪水蚤等在此大量聚集繁殖,浮游动物的分布由单一优势种虫肢歪水蚤决定,物种多样性较低,群落结构相对简单(纪焕红等, 2004),因此,群落IV最主要的类群为河口半咸水种。

杭州湾内外不同海域受主导水团的影响不同,

使得湾内外各自海域浮游动物群落特征有较大差异,群落组成特征形成由湾外海域以近海种为主向湾内方向以沿岸低盐种为主甚至以河口半咸水种为主的更替规律。

致谢: 沈晓民老师对本文的撰写给予指导和帮助,齐海明、徐捷、王蔚颖、田伟、孙鲁峰等帮助采集样品,谨致谢忱!

参考文献

- Badylak S, Philps EJ (2008) Spatial and temporal distributions of zooplankton in Tampa Bay, Florida, including observations during a HAB event. *Journal of Plankton Research*, 30, 449–465.
- Bi YM, Xu ZL, Chen H (2010) Effects of the Yangshan Deep-water Port Project on zooplankton diversity in adjacent waters of Hangzhou Bay. *Chinese Journal of Ecology*, 29, 933–938. (in Chinese with English abstract) [毕亚梅, 徐兆礼, 陈华 (2010) 洋山深水港工程对附近海域浮游动物多样性的影响. *生态学杂志*, 29, 933–938.]
- Brazner JC, Beals EW (1997) Patterns in fish assemblages from coastal wetland and beach habitats in Green Bay, Lake Michigan: a multivariate analysis of abiotic and biotic forcing factors. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences*, 54, 1743–1761.
- Chen H, Xu ZL (2010) Effects of Yangshan Project in Hangzhou Bay on distribution of zooplankton biomass in the adjacent waters. *Journal of Fishery Sciences of China*, 17, 1319–1326. (in Chinese with English abstract) [陈华, 徐兆礼 (2010) 杭州湾洋山工程群对邻近水域浮游动物数量分布的影响. *中国水产科学*, 17, 1319–1326.]
- Chen HJ, Liu GX (2009) Zooplankton community structure in Yangtze River Estuary and adjacent sea area in summer 2006. *Journal of Beijing Normal University (Natural Science)*, 45, 393–398. (in Chinese with English abstract) [陈洪举, 刘光兴 (2009) 2006年夏季长江口及其邻近水域浮游动物的群落结构. *北京师范大学学报(自然科学版)*, 45, 393–398.]
- Chen XQ, Yu CG, Hu HY, Zheng J, Huang B, Wang JY (2010) Distribution characteristic of zooplankton quantitative in Zhoushan Fishing Ground and its adjacent area. *Acta Ecologica Sinica*, 30, 1834–1844. (in Chinese with English abstract) [陈小庆, 俞存根, 胡颖琰, 郑基, 黄备, 王婕好 (2010) 舟山渔场及邻近海域浮游动物数量分布特征. *生态学报*, 30, 1834–1844.]
- Clarke KR, Green RH (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structures. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.
- Clarke KR, Warwick R (1994) Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation. Primer-E Ltd, Plymouth, UK.

- Gao Q, Xu ZL, Zhuang P (2008) Comparison of mesozooplankton communities in North Channel and North Branch of Yangtze River Estuary. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 19, 2049–2055. (in Chinese with English abstract) [高倩, 徐兆礼, 庄平 (2008) 长江口北港和北支浮游动物群落比较. *应用生态学报*, 19, 2049–2055.]
- Gao Y, Lai ZN, Wang C, Pang SX, Wei TL, Yang WL, Xie WP (2008) Distribution characteristics of zooplankton in Pearl River Estuary. *Journal of Fishery Sciences of China*, 15, 260–268. (in Chinese with English abstract) [高原, 赖子尼, 王超, 庞世勋, 魏泰莉, 杨婉玲, 谢文平 (2008) 珠江口浮游动物分布特征研究. *中国水产科学*, 15, 260–268.]
- Govindan K, Kasinathan R, Desai BN (1977) Biomass and composition of zooplankton in and around Gulf of Kutch. *Journal of the Indian Fisheries Association*, 7(1–2), 64–76.
- Gouveia I, Miguel C, Chicharro MA, Marques MH, Chicharro LM (1999) Plankton of Guadiana Estuary: seasonal distribution and relation with environmental parameters: preliminary results. *Revista de Biologia (Lisbon)*, 17(1–4), 179–192.
- He DH, Yang GM, Shen WL, Liu HB (1987) An ecological study on zooplankton in coastal upwelling zone of Zhejiang. II. Species distribution and diversity. *Acta Oceanologica Sinica*, 9, 617–626. (in Chinese) [何德华, 杨关铭, 沈伟林, 刘红斌 (1987) 浙江沿岸上升流区浮游动物生态研究. II. 浮游动物种类分布与多样性. *海洋学报(中文版)*, 9, 617–626.]
- Huang B, Wang JY, Shen MF, Tang JL, Hu HY (2012) Community structure of zooplankton in the offshore water of the northern Zhejiang. *Environmental Monitoring in China*, 28, 64–68. (in Chinese with English abstract) [黄备, 王婕妤, 沈明富, 唐静亮, 胡颖琰 (2012) 浙江北部海域春季浮游动物的群落结构研究. *中国环境监测*, 28, 64–68.]
- Ji HH, Ye SF, Huang XQ (2004) Distributional characteristics of zooplankton in Jinshan-Three-Island sea area. *Marine Science Bulletin*, 23(5), 87–91. (in Chinese with English abstract) [纪焕红, 叶属峰, 黄秀清 (2004) 上海市金山三岛海域浮游动物分布特征. *海洋通报*, 23(5), 87–91.]
- Li HM, Shi XY, Wang H, Han XR (2014) An estimation of nutrient fluxes to the East China Sea continental shelf from the Taiwan Strait and Kuroshio subsurface waters in summer. *Acta Oceanologica Sinica*, 33, 1–10.
- Li KZ, Yin JQ, Huang LM (2007) Research advances in estuarine zooplankton ecology. *Marine Sciences*, 31(3), 72–75. (in Chinese) [李开枝, 尹健强, 黄良民 (2007) 河口浮游动物生态学研究进展. *海洋科学*, 31(3), 72–75.]
- Li Y, Xu ZL, Gao Q (2009) Effects of global warming on *Sagitta crassa* and *Sagitta enflata* (Chaetognatha) in the Changjiang Estuary during different years. *Acta Ecologica Sinica*, 29, 4774–4780. (in Chinese with English abstract) [李云, 徐兆礼, 高倩 (2009) 长江口强壮箭虫和肥胖箭虫的丰度变化对环境变暖的响应. *生态学报*, 29, 4774–4780.]
- Lin BY, Cao Y (2000) The analysis of tidal characteristics in the Hangzhou Bay. *Estuarine and Coastal Engineering*, 12(2), 16–25. (in Chinese) [林丙尧, 曹颖 (2000) 杭州湾潮汐特性分析. *河口与海岸工程*, 12(2), 16–25.]
- Liu ZS, Wang CS, Zhang ZN, Cai YM, Zhang DS (2005) Seasonal dynamics and grazing rate of zooplankton in Yueqing Bay. *Acta Ecologica Sinica*, 25, 1853–1862. (in Chinese with English abstract) [刘镇盛, 王春生, 张志南, 蔡显明, 张东声 (2005) 乐清湾浮游动物的季节变动及摄食率. *生态学报*, 25, 1853–1862.]
- Magurran AE (1988) *Ecological Diversity and Its Measurement*. Chapman and Hall, London.
- Ni YQ, Geng ZQ, Zhu JZ (2003) Study on characteristic of hydrodynamics in Hangzhou Bay. *Journal of Hydrodynamics*, 18, 439–445. (in Chinese with English abstract) [倪勇强, 耿兆铨, 朱军政 (2003) 杭州湾水动力特性研讨. *水动力学研究与进展*, 18, 439–445.]
- Pan YQ, Xu DR, Xu JQ (1985) The reason of surface structure changes in the Zhejiang coastal upwelling area. *Acta Oceanologica Sinica*, 7, 401–411. (in Chinese) [潘玉球, 徐端蓉, 许建千 (1985) 浙江沿岸上升流区的锋面结构、变化及其原因. *海洋学报*, 7, 401–411.]
- Pan YQ, Wang KS, Huang SS (1997) Analysis on the path of transportation and diffusion of Changjiang diluted water. *Donghai Marine Science*, 15(2), 25–34. (in Chinese with English abstract) [潘玉球, 王康堪, 黄树生 (1997) 长江冲淡水输运和扩散途径的分析. *东海海洋*, 15(2), 25–34.]
- Shannon CE (1948) A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 27(3), 3–55.
- Shen GY, Shi BZ (2002) *Marine Ecology*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [沈国英, 施并章 (2002) *海洋生态学*. 科学出版社, 北京.]
- Tian FG, Xu ZL (2012) Impact of seasonal variation of water masses on ecological characters of zooplankton in the coastal waters off central Fujian Province. *Journal of Tropical Oceanography*, 31, 107–114. (in Chinese with English abstract) [田丰歌, 徐兆礼 (2012) 福建中部近海浮游动物生态特征与水团的关系. *热带海洋学报*, 31, 107–114.]
- Weng XC, Wang CM (1985) A study on Taiwan warm current water. *Marine Sciences*, 9(1), 7–10. (in Chinese with English abstract) [翁学传, 王从敏 (1985) 台湾暖流水的研究. *海洋科学*, 9(1), 7–10.]
- Xu JY, Liu SH, Xu ZL, Sun LF, Chen JJ (2014) Responses of zooplankton community to changes in water masses in the Sansha Bay. *Chinese Journal of Applied and Environmental Biology*, 20, 869–876. (in Chinese with English abstract) [徐佳奕, 刘守海, 徐兆礼, 孙鲁峰, 陈佳杰 (2014) 三沙湾浮游动物群落对水团季节变化的响应. *应用与环境生物学报*, 20, 869–876.]
- Xu JY, Xu ZL (2013) Seasonal succession of zooplankton in Sansha Bay, Fujian. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 1413–1424. (in Chinese with English abstract) [徐佳奕, 徐兆礼 (2013) 三沙湾浮游动物生态类群演替特征. *生态学报*, 33,

- 1413–1424.]
- Xu ZL (2006) Relationships between population characters of *Undinula vulgaris* (Copepoda) and environment in the East China Sea. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 17, 107–112. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼 (2006) 东海普通波水蚤种群特征与环境关系的研究. *应用生态学报*, 17, 107–112.]
- Xu ZL (2007) Mathematical analysis on adaptation of Heteropoda to different temperature and salinity in the East China Sea. *Journal of Fishery Sciences of China*, 14, 932–938. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼 (2007) 东海浮游异足类环境适应分析. *中国水产科学*, 14, 932–938.]
- Xu ZL, Chen YQ (1989) Aggregated intensity of dominant species of zooplankton in autumn in the East China Sea and Yellow Sea. *Chinese Journal of Ecology*, 8(4), 13–15. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼, 陈亚瞿 (1989) 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲈鲶渔场的关系. *生态学杂志*, 8(4), 13–15.]
- Xu ZL, Gao Q (2011) Optimal salinity for dominant copepods in the East China Sea, determined using a yield density model. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29, 514–523.
- Xu ZL, Jiang M, Chao M, Wang YL, Yuan Q, Chen YQ (2003a) Quantitative distribution of pelagic copepods in the East China Sea. *Journal of Fisheries of China*, 27, 256–264. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼, 蒋玫, 晁敏, 王云龙, 袁骐, 陈亚瞿 (2003a) 东海浮游桡足类的数量分布. *水产学报*, 27, 256–264.]
- Xu ZL, Shen XQ, Yuan Q, Chen YQ (2003b) Distribution characteristics of zooplankton in waters around Yangshan Islands in Hangzhou Bay. *Journal of Fisheries of China*, 27(Suppl.), 69–75. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼, 沈新强, 袁骐, 陈亚瞿 (2003b) 杭州湾洋山岛周围海域浮游动物分布特征. *水产学报*, 27(增刊), 69–75.]
- Xu ZL, Wang YL, Bai XM, Chen YQ (1999) An ecological study on zooplankton in the Changjiang Estuary. *Journal of Fishery Sciences of China*, 6(5), 55–58. (in Chinese) [徐兆礼, 王云龙, 白雪梅, 陈亚瞿 (1999) 长江口浮游动物生态研究. *中国水产科学*, 6(5), 55–58.]
- Yu CG, Chen XQ, Hu HY, Huang B, Zheng J, Qin T, Ning P (2011) Species composition and community structure characteristics of zooplankton in the Zhoushan Fishing Ground and its adjacent area. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 35, 183–193. (in Chinese with English abstract) [俞存根, 陈小庆, 胡颢琰, 黄备, 郑基, 覃涛, 宁平 (2011) 舟山渔场及邻近海域浮游动物种类组成及群落结构特征. *水生生物学报*, 35, 183–193.]
- Zhang D, Xu ZL (2012) Estimating optimal salinity and temperature of chaetognaths. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92, 1399–1407.
- Zhang JP, Xu ZL, Wang Q, Chen YQ (2005) Ecological characteristics of zooplankton near the Jiuduansha waters of the Yangtze River Estuary. *Journal of Shanghai Fisheries University*, 14, 383–389. (in Chinese with English abstract) [张锦平, 徐兆礼, 汪琴, 陈亚瞿 (2005) 长江口九段沙附近水域浮游动物生态特征. *上海水产大学学报*, 14, 383–389.]
- Zhang QL, Hou YJ, Yan TZ (2012) Inter-annual and inter-decadal variability of Kuroshio heat transport in the East China Sea. *International Journal of Climatology*, 32, 481–488.
- Zhao RX, Liu ZL (2014) The seasonal variation of the Kuroshio subsurface water intrusion northeast of Taiwan. *Acta Oceanologica Sinica*, 36, 20–27. (in Chinese with English abstract) [赵瑞祥, 刘志亮 (2014) 台湾东北部黑潮次表层水入侵的季节变化规律. *海洋学报*, 36, 20–27.]
- Zheng Z, Li SJ, Xu ZZ (1984) *Marine Planktology*. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [郑重, 李少菁, 许振祖 (1984) *海洋浮游生物学*. 海洋出版社, 北京.]
- Zhu QQ (1988) An investigation on the ecology of zooplankton in Changjiang Estuary and Hangzhou Bay. *Journal of Fisheries of China*, 12, 111–123. (in Chinese with English abstract) [朱启琴 (1988) 长江口、杭州湾浮游动物生态调查报告. *水产学报*, 12, 111–123.]

(责任编辑: 孙军 责任编辑: 闫文杰)

• 研究报告 •

中国近海重要生态建群红藻真江蓠的群体遗传多样性

刘若愚^{1,2} 孙忠民^{1,3} 姚建亭^{1,4} 胡自民^{1,4*} 段德麟^{1,4*}

1 (中国科学院海洋研究所实验海洋生物学重点实验室, 山东青岛 266071)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

3 (中国科学院海洋研究所海洋生物分类与系统演化实验室, 山东青岛 266071)

4 (青岛海洋科学与技术国家重点实验室, 山东青岛 266237)

摘要: 真江蓠(*Gracilaria vermiculophylla*)是中国近海潮间带生态系统结构组成和功能维持的重要支撑物种, 但有关其群体遗传结构和多样性分布模式的研究目前仍较缺乏。本研究利用线粒体 $cox1$ 序列对我国近海19个真江蓠地理群体进行了系统发育和群体遗传分析。461个长度为641 bp的 $cox1$ 序列片段共含有21个多态位点, 产生15个单倍型。基于 $cox1$ 序列的系统进化分析、单倍型分析和主成分分析显示, 19个真江蓠群体分化为南北两个类群, 其中浙江嵊泗以北的13个群体形成北方类群, 福建厦门以南的6个群体形成南方类群。遗传距离和分子方差分析显示真江蓠南北各类群内的遗传分化较小, 南北类群间的遗传分化达到亚种水平。南北类群间的差异是我国近海真江蓠群体遗传变异的主要来源。

关键词: *Gracilaria vermiculophylla*; 线粒体 $cox1$; 系统发育; 遗传多样性; 群体遗传分化

Genetic diversity of the habitat-forming red alga *Gracilaria vermiculophylla* along Chinese coasts

Ruoyu Liu^{1,2}, Zhongmin Sun^{1,3}, Jianting Yao^{1,4}, Zimin Hu^{1,4*}, Delin Duan^{1,4*}

1 Key Laboratory of Experimental Marine Biology, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 Department of Marine Organism Taxonomy and Phylogeny, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

4 Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao, Shandong 266237

Abstract: As a habitat-forming species, the red alga *Gracilaria vermiculophylla* has been noted to play an essential role in shaping coastal marine communities and maintaining intertidal ecosystems along Chinese coasts. However, few studies have been conducted that analyze the genetic structure of the population and the distribution patterns of genetic variation. In this study, we compiled partial mitochondrial DNA cytochrome c oxidase subunit I gene ($cox1$) of 19 *G. vermiculophylla* populations (461 individuals) and performed phylogenetic analysis and population genetic surveys. A total of 461 mt-DNA $cox1$ sequences were obtained and edited into 641 bp, which contained 21 polymorphic sites and yielded 15 haplotypes. Phylogenetic inferences, haplotype networking, and principal coordinate analysis consistently indicated that *G. vermiculophylla* populations diverged into two groups: the northern group is comprised of specimens from the Yellow-Bohai Sea and the Shengsi Islands, while the southern group is comprised of specimens from six locations south to Xiamen, Fujian Province. Analysis of the molecular variance and Nei's genetic distances indicated low genetic differentiation between populations in each group while group-level genetic divergence is comparable to the degree of subspecies differentiation.

收稿日期: 2016-02-03; 接受日期: 2016-06-07

基金项目: 国家自然科学基金(31370264)

* 共同通讯作者 Co-authors for correspondence. E-mail: huzimin9712@163.com; dlduan@qdio.ac.cn

Key words: *Gracilaria vermiculophylla*; mitochondrial *cox1*; phylogenetics; genetic diversity; population genetic differentiation

真江蓠(*Gracilaria vermiculophylla*)隶属于红藻门真红藻纲江蓠目江蓠科,是一种可食用的大型经济海藻(Guiry & Guiry, 2016)。真江蓠藻体直立,线形圆柱状,常为紫褐色,亚软骨质,向上分枝,分枝基部不缢缩或略缢缩,半圆形的囊果、紫红色十字形分裂的四分孢子囊和V型的精子囊结构是其形态分类鉴定的重要依据(曾呈奎, 2008)。真江蓠是潮间带生态群落的初级生产者和重要建群物种。最新研究表明,在贫瘠海岸引入真江蓠可为小型底栖生物提供避难所和栖息地,无脊椎动物的丰度和生物量会随着真江蓠海藻床的扩展而增加,进而逐步形成复杂的生态群落(Thomsen et al, 2013)。此外,真江蓠还是一种良好的重金属吸附藻类,能明显改善水质环境(Riosmena et al, 2009)。

真江蓠是太平洋西岸的地方种(Terada & Yamamoto, 2002)。自Bellorin等(2004)首次在墨西哥的下加利福尼亚地区(Baja California)发现真江蓠后,在太平洋东岸(Saunders, 2009)、大西洋两岸(Rueness, 2005; Kim et al, 2010; Gulbransen et al, 2012)陆续报道了真江蓠的大范围入侵。近10年来,真江蓠在太平洋东岸和大西洋两岸的入侵范围呈现出快速扩大的趋势,改变了当地的生物多样性组成、潮间带群落结构和生态系统功能(Thomsen et al, 2013; Hu & Juan, 2014),引起学者们的广泛关注。在西北太平洋地区,现有的研究主要集中在真江蓠的分类鉴定、个体遗传多态性检测以及入侵起源地的探索等方面(Yang et al, 2008; Saunders, 2009; Kim et al, 2010),有关真江蓠群体遗传结构和多态性地理分布的研究则鲜有报道。

真江蓠在中国近海分布广泛,早期的文献记录显示其最北端分布位于辽宁省的大连市,最南端分布位于广西省的防城港市(夏邦美和张峻甫, 1999)。目前,国内只有少量关于真江蓠分子标记研究的报道(Zhao et al, 2013; 钟晨辉等, 2014),且主要集中于DNA条形码开发和系统进化分析,所用材料仅限于少量采样地点的个别样品。Gulbransen等(2012)通过扩大样本(包括采样范围和每个地点的样品数量)发现美国弗吉尼亚湾的真江蓠群体具有较高的遗传多

样性特征和单倍型丰度,表明样品采集数量对研究真江蓠群体遗传结构的分布模式可能会产生重要的影响。本研究共收集19个地理群体的461株真江蓠样品的线粒体 $cox1$ 序列,在分子水平进行物种鉴定的基础上对不同群体的遗传多样性组成、分布特征和群体遗传分化模式进行了深入分析,探讨形成这种遗传结构和地理分布格局的可能因子,以期当真江蓠野生资源的保护监管和开发利用提供科学依据。

1 材料和方法

1.1 样品采集和地理分布

在2013–2016年间,研究团队沿中国近海由北向南在18个地点采集到456株真江蓠样品,每株个体用硅胶干燥保存。为扩大样本的覆盖区域,后续分析中整合了钟晨辉等(2014)采自厦门杏林湾的5株野生真江蓠个体的线粒体 $cox1$ 序列(KF789526–KF789530)。扩大后的样本地点达19个,共计461株个体。采样详细信息见表1。

1.2 DNA提取、PCR扩增和测序

取30 mg干燥样品在双蒸水中浸泡,用毛刷洗净藻体表面的附着物。样品晾干后加入液氮碾磨成藻粉,利用植物基因组提取试剂盒DP305 (Tiangen, Beijing)提取真江蓠的基因组DNA, -20°C 保存备用(李晶晶等, 2013)。采用Saunders (2005)设计的红藻通用引物对 GazF1: TCAACAAATCATAAAGATATTGG 和 GazR1: ACTTCTGGATGTCCAAAAAAYCA扩增真江蓠的线粒体 $cox1$ 序列。扩增反应在TakaRa TP600型PCR仪上进行。采用50 μL 反应体系:模板DNA 0.5 μL , $10\times\text{Taq}$ Buffer 5 μL , dNTPs 4 μL , 5 U/ μL 的 Taq DNA聚合酶(TransGen) 0.5 μL , 引物2 μL 和超纯水38 μL 。PCR反应程序为: 94°C 预变性2 min, 94°C 变性30 s, 50°C 退火30 s, 72°C 延伸1 min, 30个循环; 72°C 延伸8 min。扩增产物经1%的琼脂糖凝胶电泳检测后进行纯化,在ABI 3730XL测序平台上进行正向测序。

1.3 数据处理和系统发育树构建

用BioEdit 5.0.6软件(Hall, 1999)对测序获得的线粒体 $cox1$ 序列进行比对和手工校正。将编辑好的

表1 真江蓠19个群体的代号、地理位置、样本量(N)、多态位点数(Np)、单倍型数(Nh)、单倍型类型(数量)(Hn(n))、单倍型多态性(Hd)、核苷酸多态性(π)、采集时间和采样人
Table 1 Sampling information of 19 *Gracilaria vermiculophylla* populations, including abbreviation codes, geographic location, sample size (N), number of polymorphic sites (Np), number of haplotypes (Nh), types of haplotype (Hn(n)), haplotype diversity (Hd), nucleotide diversity (π), collecting date and collectors

代号 Code	地理位置 Location	经纬度 Longitude/ Latitude		N	Np	Nh	Hn(n)	Hd	π ($\times 10^{-2}$)	采样人 Collectors
南方群体 Region South										
YT	北海银滩	Yingtang beach, Beihai	109.34 °E, 21.45 °N	24	7	4	H0(21), H2, H3, H4	0.239	0.143	刘若愚, 胡自民 Ruoyu Liu, Zimin Hu
JH	北海金海岸	Jinhaian, Beihai	109.11 °E, 21.49 °N	33	1	2	H0(32), H2	0.061	0.009	刘若愚, 胡自民 Ruoyu Liu, Zimin Hu
TC	湛江特呈岛	Techeng island, Zhanshan,	110.44 °E, 21.15 °N	30	0	1	H0(30)	0.000	0.000	孙忠民, 姚建亭 Zhongmin Sun, Jianting Yao
NA	汕头南澳岛	Nanao island, Shantou	117.04 °E, 23.45 °N	23	1	2	H0(19), H1(4)	0.300	0.047	孙忠民, 姚建亭 Zhongmin Sun, Jianting Yao
ZP	漳州漳浦六鳌	Zhangpu liuao, Zhanzhou,	117.77 °E, 23.92 °N	35	0	1	H0(35)	0.000	0.000	孙忠民, 黄超华 Zhongmin Sun, Chaohua Huang
XL	厦门杏林湾	Xingling bay, Xiamen	118.08 °E, 24.60 °N	5	1	2	H0(4), H1(1)	0.400	0.062	钟晨辉等 Chenhui Zhong et al
小计 Subtotal				150	8	5	H0(141), H1(5), H2(2), H3, H4	0.116	0.027	
北方群体 Region North										
SS	舟山嵎泗岛	Shengsi island, Zhoushan	122.44 °E, 30.68 °N	19	0	1	H6(19)	0.000	0.000	胡自民 Zimin Hu
YY	青岛一浴	No. 1 beach, Qingdao	120.34 °E, 36.05 °N	21	2	3	H5(19), H7, H10	0.186	0.030	刘若愚 Ruoyu Liu
EY	青岛二浴	No. 2 beach, Qingdao	120.34 °E, 36.05 °N	21	0	1	H5(21)	0.000	0.000	刘若愚 Ruoyu Liu
SY	青岛三浴	No. 3 beach	120.36 °E, 36.05 °N	39	0	1	H5(39)	0.000	0.000	刘若愚 Ruoyu Liu
YH	青岛银海国际	Yinhai, Qingdao	120.42 °E, 36.06 °N	36	2	3	H5(26), H8(9), H13	0.427	0.069	刘若愚 Ruoyu Liu
LR	青岛石老人	Shilaoren sea, Qingdao	120.49 °E, 36.09 °N	36	2	3	H5(32), H9(3), H12	0.208	0.033	刘若愚 Ruoyu Liu
SD	威海石岛	Stone island, Weihai	122.41 °E, 36.91 °N	13	0	1	H5(13)	0.000	0.000	李晶晶, 张杰 Jingjing Li, Jie Zhang
DC	威海东楮岛	Dongchu island, Weihai	122.56 °E, 37.04 °N	32	1	2	H5(16), H14(16)	0.516	0.081	刘若愚, 胡自民 Ruoyu Liu, Zimin Hu
JM	威海鸡鸣岛	Jiming island, Weihai	122.48 °E, 37.45 °N	7	0	1	H5(7)	0.000	0.000	李晶晶, 张杰 Jingjing Li, Jie Zhang
CD	烟台长岛	Long island, Yantai	120.72 °E, 37.94 °N	16	0	1	H5(16)	0.000	0.000	胡自民 Zimin Hu
HN	大连黄泥川	Huangninchuan, Dalian	121.56 °E, 38.82 °N	35	1	2	H5(34), H11	0.057	0.009	刘若愚, 胡自民 Ruoyu Liu, Zimin Hu
HS	大连黑石礁	Heshijiao, Dalian	121.56 °E, 38.87 °N	8	0	1	H5(8)	0.000	0.000	刘若愚, 胡自民 Ruoyu Liu, Zimin Hu
ZZ	大连獐子岛	Zhangzi island, Dalian	122.74 °E, 39.04 °N	28	0	1	H5(28)	0.000	0.000	姚建亭, 孙忠民 Ruoyu Liu, Zimin Hu
小计 Subtotal				311	9	10	H5(259), H6(19), H7, H8(9), H9(3), H10, H11, H12, H13, H14(16)	0.300	0.050	

序列导入NCBI进行BLASTn搜索,寻找相似度最高的已知序列。从GenBank中下载在藻类学专业期刊上公开发表的真江蓠和江蓠属其他物种及龙须菜(*Gracilariopsis lemaneiformis*)的*cox1*序列用作参考。这些序列包括:真江蓠(EF434927、EF434936、EF434937、EF434938、EF434939、FJ499550、FJ499581、GU907103、GU907104、GU907105、GU907106、GU907108、GU907110、GU907111、GQ292864、GQ292865、GQ292866、GQ292867、GQ292868、KF789526、KF789527、KF789528、KF789529、KF789530),缢江蓠(*G. salicornia*)(FJ499537),壶果江蓠(*G. tikvahiae*)(FJ499538、FJ499539、FJ499548、FJ499549、FJ499542),*G. parvispora*(EF434921、EF434922、KC113593、KC113594),太平洋江蓠(*G. pacifica*)(FJ499517、FJ499531、FJ499533、FJ499534、FJ499536)和龙须菜(KF789531)。采用邻接法(neighbor-joining, NJ)和最大似然法(maximum likelihood, ML)构建系统发育树。首先采用Model-test 3.7 (Posada & Crandall, 1998)的AIC标准(Akaike information criterion)确定最佳的核苷酸替代模型(HKY+I+G, I = 0.6193, G = 1.5714)。然后使用MEGA 6.0.6 (Tamura et al, 2013)的Kimura 2-parameter遗传距离模型构建NJ树,在Hasegawa-Kishino-Yano模型下构建ML树。为方便ML树与NJ树的比较,ML Heuristic Method选择Nearest-Neighbor-Interchange。系统发育树分支节点的置信度均采用自展检验方法(bootstrap method)进行估算,自展检验重复1,000次。

1.4 群体遗传学分析

采用DnaSP 5.1 (Librado & Rozas, 2009)计算各群体的多态位点数(N_p)、单倍型数(N_h)、单倍型多态性(H_d)和核苷酸多样性(π)。使用GenAlEx 6.5 (Peakall & Smouse, 2012)计算群体间的Nei's遗传距离、基因流(N_m),进行单倍型分析、主成分分析(principal component analysis, PCA)和分子方差分析(analysis of molecular variance, AMOVA)。利用Network 4.6.1.3 (Bandelt et al, 1999)的Median-joining算法构建真江蓠线粒体*cox1*序列的单倍型网状图。

2 结果

2.1 线粒体*cox1*鉴定和系统进化分析

扩增获得的461个线粒体*cox1*序列长度为641

bp,序列中无碱基缺失和插入。BLASTn搜索显示每条*cox1*序列与GenBank中公开发表的真江蓠序列的相似度在99–100%之间。NJ和ML系统树显示,本研究新获得的*cox1*序列与从GenBank下载的全部真江蓠序列聚集为一个分支,自展支持率为100%,同时该分支同江蓠属其他种类和龙须菜明显分开(图1)。

NJ和ML系统树同时还显示浙江嵊泗(SS)以北的13个群体的真江蓠*cox1*序列同采自朝鲜半岛西海岸及中国威海和青岛的真江蓠样品(GU907106、GU907108、GU907110、EF434936、GU907103)聚为一个北部分支,而中国厦门以南6个群体的150个真江蓠*cox1*序列(YT、JH、TC、NA、ZP和XL)聚为一个南部分支(图1)。这一结果表明中国近海的真江蓠群体存在南北地理分化。

2.2 遗传多态性和单倍型分布

461个线粒体*cox1*序列含有21个多态位点(核苷酸变异率3.27%),共产生15个单倍型(表1,表2),GenBank注册号为KU136374–KU136387和KF789527(表2)。其中北方群体共计9个多态位点(占1.40%),南方群体8个多态位点(占1.25%)。北方群体的核苷酸和单倍型多态性分别在0.00000–0.00081和0.000–0.516之间;南方群体的核苷酸和单倍型多态性分别在0.00000–0.00143和0.000–0.400之间。真江蓠北方类群的核苷酸和单倍型多态性(0.00050, 0.300)要高于南方类群(0.00027, 0.116)(表1)。中国近海19个真江蓠群体的核苷酸和单倍型多态性分别为0.00318和0.589,其中南方群体的TC、ZP和北方群体SS、EY、SY、SD、JM、CD、HS、ZZ均只检测到1个单倍型。

线粒体*cox1*单倍型中介网状图(图2)显示,单倍型H5–H14以H5为中心呈星状散射,各单倍型之间仅有1个碱基差异(表2)。单倍型H0–H4以H0为中心呈星状散射,各单倍型之间存在1–4个碱基差异。H0–H4和H5–H14的*cox1*序列在位点346、517、562和604处存在明显的特征变异(表2)。另外,单倍型H5–H14仅分布在浙江嵊泗(SS)以北的13个群体里,其中H5是北方群体的主要共享单倍型(占比83.28%)。H0–H4仅分布在福建厦门杏林湾(XL)以南的6个群体里,其中H0是南方群体的主要共享单倍型(占比94.00%)(表1,图2)。

2.3 遗传距离和PCA分析

Nei's遗传距离(表3)显示,厦门以南的6个真江

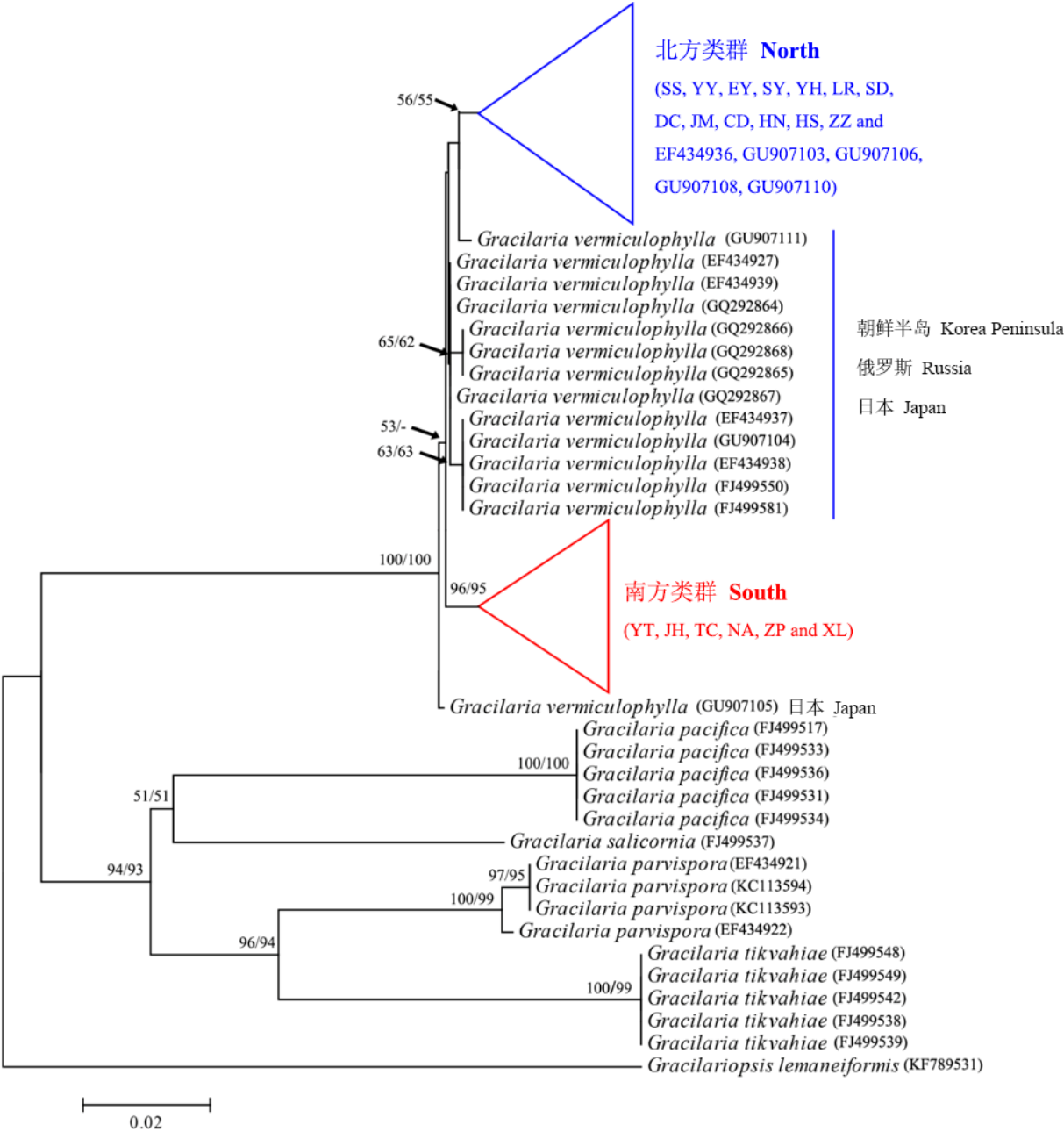


图1 基于真江蓠线粒体 $cox1$ 序列构建的NJ和ML树。数字表示各节点的自展支持率数值(> 50%, 斜线左为NJ树, 右为ML树)。群体代号同表1。
Fig. 1 Neighbor-joining (NJ) and maximum-likelihood (ML) phylogenetic trees based upon mt-DNA $cox1$ sequences of *Gracilaria vermiculophylla* and some congeneric species. Numbers indicate bootstrap values (> 50%) of NJ (left) and ML (right) inferences. Population codes are the same as in Table 1.

蓠群体间遗传距离均较小, 最大值0.003出现在YT与XL群体之间。北方13个真江蓠群体间遗传距离也很小, 最大值为0.062。南方群体与北方群体间的遗传距离相对较大, 最小为0.211, 最大为0.277。南北两个地理类群之间的Nei's遗传距离为0.215。

PCA分析结果显示中国南方的150株真江蓠个

体聚集为一个南方类群, 嵊泗以北的311株真江蓠个体聚集为一个北方类群(图3)。其中轴1 (Coord. 1) 和轴2 (Coord. 2)解释了90.54%的变异来源。北方类群的真江蓠个体主要沿轴2方向分布, 仅占总遗传变异量的3.88%, 而南北类群之间的遗传变异则占总量的80.66% (图3)。

表2 真江蓠15个线粒体cox1单倍型的核苷酸多态位点分布特征, 表中不同字体的字母表示各单倍型的多态位点。
Table 2 Polymorphic sites of 15 *cox1* haplotypes in *Gracilaria vermiculophylla*. The letters with different font denote polymorphic sites.

单倍型 Haplotype	单倍型数量 Number	核苷酸多态位点 Polymorphic sites															GenBank access sion number						
		4	25	52	64	65	112	151	250	346	352	370	406	433	460	517		558	562	593	604	605	634
H0	141	T	G	A	A	C	G	A	A	G	T	T	T	A	G	G	C	T	G	G	G	A	KUI136384
H1	5	T	A	A	A	C	G	A	A	G	T	T	T	A	G	G	C	T	G	G	G	A	KF789527
H2	2	T	G	A	A	C	G	A	A	G	T	T	T	A	G	G	C	T	G	G	G	G	KUI136385
H3	1	T	G	T	A	C	T	T	A	G	T	T	T	A	G	G	C	T	T	G	A	A	KUI136387
H4	1	A	G	A	A	C	G	A	A	G	T	T	T	A	G	G	C	T	G	G	G	A	KUI136386
H5	259	T	G	A	A	C	G	A	A	C	T	T	T	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136374
H6	19	T	G	A	A	C	G	A	A	C	G	T	T	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136375
H7	16	T	G	A	G	C	G	A	A	C	T	T	T	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136383
H8	9	T	G	A	A	T	G	A	A	C	T	T	T	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136377
H9	3	T	G	A	A	C	G	A	A	C	T	A	T	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136378
H10	1	T	G	A	A	C	G	A	A	C	T	T	C	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136379
H11	1	T	G	A	A	C	G	A	A	C	T	T	T	A	G	A	A	C	G	T	G	A	KUI136380
H12	1	T	G	A	A	C	G	A	A	C	T	T	T	A	A	A	C	C	G	T	G	A	KUI136381
H13	1	T	G	A	A	C	G	A	T	C	T	T	T	A	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136382
H14	1	T	G	A	A	C	G	A	A	C	T	T	T	T	G	A	C	C	G	T	G	A	KUI136376

表3 真江蓠群体间的Nei's遗传距离(群体代号同表1)

Table 3 Pairwise Nei's genetic distances among *Gracilaria vermiculophylla* populations. Population codes see Table 1.

YT	JH	TC	NA	ZP	XL	SS	YY	EY	SY	YH	LR	SD	DC	JM	CD	HN	HS	ZZ
YT	0.000																	
JH	0.000	0.000																
TC	0.000	0.000	0.000															
NA	0.002	0.001	0.001	0.000														
ZP	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000													
XL	0.003	0.002	0.002	0.000	0.002	0.000												
SS	0.277	0.272	0.272	0.276	0.272	0.277	0.000											
YY	0.217	0.213	0.213	0.216	0.213	0.217	0.049	0.000										
EY	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000									
SY	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000	0.000								
YH	0.222	0.218	0.217	0.221	0.217	0.222	0.052	0.003	0.003	0.000	0.000							
LR	0.217	0.213	0.213	0.216	0.213	0.217	0.049	0.001	0.000	0.003	0.000	0.000						
SD	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000					
DC	0.233	0.230	0.229	0.233	0.229	0.234	0.062	0.012	0.012	0.015	0.013	0.012	0.000	0.000				
JM	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.012	0.000	0.000			
CD	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.012	0.000	0.000	0.000		
HN	0.216	0.212	0.212	0.215	0.212	0.216	0.049	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.012	0.000	0.000	0.000	0.000	
HS	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.012	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
ZZ	0.215	0.212	0.211	0.215	0.211	0.215	0.049	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.012	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

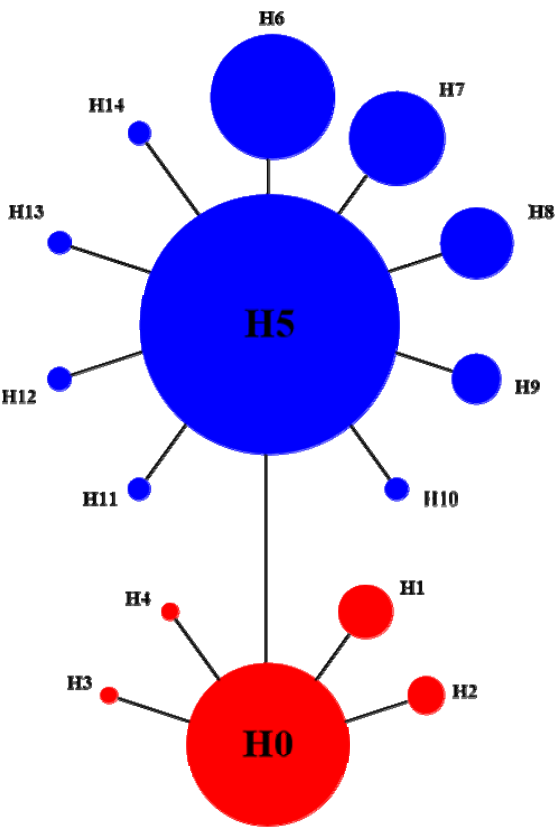


图2 真江蓼的线粒体 $cox1$ 单倍型中介网状图, 单倍型H0–H4仅在厦门杏林湾以南的南方群体中检测到, 单倍型H5–H14仅分布在浙江嵊泗到以北的北方群体中(群体代号同表1)。
Fig. 2 Median-joining network of mitochondrial $cox1$ haplotypes in *Gracilaria vermiculophylla* populations. We only detected haplotype H0–H4 in the populations south to Xiamen, while H5–H14 only in the populations north to Shengsi Island. Population codes are the same as in Table 1.

2.4 AMOVA分析

将中国近海19个真江蓼群体视为1个类群进行AMOVA分析, 结果表明真江蓼的遗传变异主要来自于群体间(93%), 群体内仅为7%。同时, 真江蓼群体间存在显著的遗传分化($F_{ST} = 0.928, P < 0.001$), 群体间的 Nm 值仅为0.039 (表4)。将真江蓼群体划分为南北两个地理类群, AMOVA分析表明93%的遗传变异来自南北类群间, 且两大类群间的遗传分化非常显著($F_{CT} = 0.933, P < 0.001$); 只有3%的变异来自群体间($F_{SC} = 0.465, P < 0.001$), 而群体内的遗传变异不到4% ($F_{ST} = 0.964, P < 0.001$)。真江蓼南北类群间 Nm 值为0.019 (表4), 显示南北类群间的基因交流非常有限。

3 讨论

Saunders (2005)在开发红藻条形码进行物种鉴定时发现, 红藻种内 $cox1$ 序列核苷酸变异率在0–0.3%左右, 属内种间核苷酸变异率在4.5–13.6%左右。Yang等(2008)比较了韩国和日本部分地区的14个真江蓼线粒体 $cox1$ 序列, 检测到的变异率为1.2%。Kim等(2010)比较了全球312株真江蓼的线粒体 $cox1$ 序列, 检测到的变异率为1.98%。本研究中, 中国近海461株野生真江蓼的线粒体 $cox1$ 序列核苷酸变异率为3.27%, 其中南方类群的变异率为1.25%、北方类群的变异率为1.40%, 南、北类群的 $cox1$ 序列在346、517、562和604 bp碱基位点上存在明显的特征变异(表2)。以上研究中真江蓼线粒体



图3 基于线粒体 $cox1$ 序列遗传距离的主成分分析(群体代号同表1)
Fig. 3 Principal coordinate analysis of 461 mt-DNA $cox1$ sequences based on Nei's genetic distance. The amount of variation is explained by Coord. 1 and Coord. 2, respectively. Population codes are the same as in Table 1.

表4 真江蓠群体的分子变异分析(AMOVA)
Table 4 Analysis of molecular variance (AMOVA) of *Gracilaria vermiculopylla* populations

变异来源 Source of variation	自由度 df	平方和 Sums of squares	变异组分 Estimated variance	变异百分比 % of variation	分化系数 F-statistics	基因流 Nm
一个类群 One group						
群体间 Among populations	18	434.049	24.114	93		
群体内 Within populations	442	34.103	0.077	7	$F_{ST} = 0.928^*$	0.039
两个类群(南方群体, 北方群体) Two groups (Regions: South, North)						
类群间 Among regions	1	405.675	405.675	93	$F_{CT} = 0.933^*$	0.019
类群内群体间 Among populations	17	28.374	1.669	3	$F_{SC} = 0.465^*$	
群体内 Within populations	442	34.103	0.077	4	$F_{ST} = 0.964^*$	

F_{CT} 为类群间遗传分化系数, F_{SC} 为类群内群体间遗传分化系数, F_{ST} 为群体间遗传分化系数。* $P \leq 0.001$ 。
 F_{CT} was calculated as the proportion of variance among regions; F_{SC} was calculated as the proportion of variance among populations within regions; F_{ST} was calculated as the proportion of variance within populations. * $P \leq 0.001$.

*cox1*序列的核苷酸变异率都介于Saunders (2005)界定的红藻种内到种间变异率的区间内。类似的结果也出现在对细江蓠(*Gracilaria gracilis*) (2.04%)、沙菜(*Hypnea asiatica*) (2.06%)和*Mastcarpus stellatus* (2.60%)等红藻的研究中(Robba et al, 2006; Geraldino et al, 2009)。Robbat等(2006)采纳Saunders (2005)界定的属种变异率标准对*G. gracilis*和*M. stellatus*进行研究和讨论, 认为较高的核苷酸变异率是雏形种形成(incipient speciation)的例证。Hebert等(2003)在分析线粒体*cox1*序列的遗传距离时发现种内遗传距离往往小于0.200, 同属种间的遗传距离一般为该属种内遗传距离的10倍左右。Chu等(2009)认为当种内遗传距离大于0.200时可能存在亚种或隐存种(陈哲等, 2012)。本研究南北类群内各群体间的遗传距离最大为0.062, 远低于0.200, 而南北类群间的遗传距离为0.215。借鉴郑文娟等(2009)、Cheang等(2010)和Boo等(2014)对泥蚶(*Tegillarca granosa*)、半叶马尾藻(*Sargassum hemiphyllum*)和石花菜(*Gelidium crinale*)地理亚种的研究, 结合本文的PCA分析、AMOVA结果和基因流数值可知, 中国近海红藻真江蓠南北类群间的分化已达种内亚种水平。这种分化随着人类影响的加剧(如人为引种和养殖)和近岸环境的变化(如黑潮驱动的由南向北的遗传交流)可能会逐渐变得细微。因此, 现有真江蓠南北类群野生资源的收集和保存对于真江蓠物种的可持续保护和利用具有重要实践意义。

Kim等(2010)在美国弗吉尼亚湾仅检测到1种*cox1*单倍型。Gulbransen等(2012)增加了采样点和采样密度, 在同一地区检测到7种单倍型, 揭示了采样密度和样本量对真江蓠群体遗传结构分析的重

要影响。本研究在中国沿海检测到15个真江蓠*cox1*单倍型, 高于之前的研究报道(Kim et al, 2010), 这进一步凸显样本采集策略对红藻群体遗传结构和多样性分析的重要性。另外, 本文的结果并没有揭示出真江蓠南北类群分化的确切地理界限, 进而未能深入揭示真江蓠南北分化的潜在环境因素, 这有待于以后的持续采样加以探讨。

虽然中国近海真江蓠的整体核苷酸变异率和单倍型多态性较高, 但在很多地理群体(如TC、ZP、SS、EY、SY、SD、JM、CD、HS和ZZ)中只检测到1个单倍型, 显示出高度的遗传均质性。对于藻类而言, 无性繁殖会促使群体内个体的基因型趋于纯合, 进而降低藻类群体遗传多样性。Peason和Murray (1997)发现红藻*Lithothrix aspergillum*在加利福利亚南部地区行有性繁殖的群体具有较高的遗传多样性, 而在北部行无性繁殖的群体其遗传多样性较低。这种现象在江蓠属海藻中亦有报道。例如, Guillemin等(2008)使用SSR标记研究智利江蓠(*Gracilaria chilensis*)发现, 主要依靠断枝增殖的人工养殖群体的遗传多样性水平明显低于野外行有性生殖的自然群体。真江蓠为多年生海藻, 有性世代和无性世代可以在同一时期存在, 四分孢子体和雌、雄配子体可在同一时期分别长成植株体。除行有性繁殖外, 在自然界中具有顶端细胞的真江蓠断枝能够不断分裂生长, 萌发出新枝长成新的藻体(曾呈奎和陈淑芬, 1959; Rueness, 2005)。真江蓠一般生长在生态因子变化幅度相对较小、环境基质相对稳定、异质性较小的平静内湾(Rueness, 2005), 这种稳定的环境条件使得真江蓠面临的自然选择压力偏小, 群体变异水平趋低。无性繁殖和环境选择

可能是中国近海某些真江蓠地理群体展现出高度遗传均质性的主要原因。

气候变化和近岸海洋环境变迁是影响近海生物群体遗传分化的关键因素, 中国近海真江蓠群体的南北分化可能与北半球古气候变动引起的近海环境剧烈波动有关。中国海是太平洋西部的边缘海, 在新生代晚期形成后经历了剧烈的气候和环境变迁。在更新世冰期, 东中国海和中国南海海平面比现在低约100–150 m, 黄东海和南海分别为两个独立的分隔着的边缘海(Wang, 1999)。这些边缘海的低洼处在冰期充当封闭的避难所, 保存残留的海洋生物类群, 促进种内遗传谱系的分化(Cheang et al, 2010; Hu et al, 2013)。中国近海真江蓠北方类群由单倍型H5–H14组成, 分布在黄东海; 南方类群由单倍型H0–H4组成, 分布在南海; 真江蓠南、北类群遗传分化显著, 基因交流有限(表1, 表4)。这种遗传分布模式在西北太平洋营底栖生活的潮间带海藻中亦有类似报道。例如, 沙菜日韩群体的单倍型为C1–C9, 中国台湾群体的单倍型为C10–C15(Geraldino et al, 2009)。羊栖菜的南海群体、东海群体和黄海群体表现出截然不同的线粒体*cox1*单倍型分布(Hu et al, 2013)。Cheang等(2010)的研究表明西北太平洋边缘海的隔离导致了半叶马尾藻福建以南群体与长江以北的日韩群体之间的遗传谱系分化。我们据此推测历史气候变化造成的黄东海和南海两大边缘海的分隔可能是导致真江蓠形成目前地理分布格局的重要原因。真江蓠南北两个类群可能来自不同的冰期避难所, 它们具有共同的祖先, 在冰期退却后沿不同的线路扩散到现在的黄渤海、东海和南海沿岸。这一假设希望能在后续的研究中得到进一步验证。

参考文献

- Bandelt HJ, Forster P, Röhl A (1999) Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. *Molecular Biology and Evolution*, 16, 37–48.
- Bellorin AM, Olivera MC, Olivera EC (2004) *Gracilaria vermiculophylla*: a western Pacific species of Gracilariaceae (Rhodophyta) first recorded from the eastern Pacific. *Phycological Research*, 52, 69–79.
- Boo GH, Kim KM, Nelson WA, Rafael RR, Yoon KJ, Boo SM (2014) Taxonomy and distribution of selected species of the agarophyte genus *Gelidium* (Gelidiales, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology*, 26, 1243–1251.
- Cheang CC, Chu KH, Put AO (2010) Phylogeography of the marine macroalga *Sargassum hemiphyllum* (Phaeophyceae, Heterokontophyta) in northwestern Pacific. *Molecular Ecology*, 19, 2933–2948.
- Chen Z, Zhang J, Fu HF, Xu ZZ, Deng KZ, Zhang JY (2012) On the validity of the species *Phenacoccus solenopsis* based on morphological and mitochondrial *COI* data, with the description of a new body color variety. *Biodiversity Science*, 20, 443–450. (in Chinese with English abstract) [陈哲, 张姜, 傅杭飞, 许争争, 邓坤正, 张加勇 (2012) 基于形态特征和线粒体*COI*基因探讨扶桑绵粉蚧物种的有效性并记述一体色变异型扶桑绵粉蚧. *生物多样性*, 20, 443–450.]
- Chu D, Liu GX, Fu HB, Xu W (2009) Phylogenetic analysis of mt-*COI* reveals the cryptic lineages in *Phenacoccus solenopsis* complex (Hemiptera: Pseudococcidae). *Acta Entomologica Sinica*, 52, 1261–1265.
- Geraldino PJL, Yang EC, Kim MS, Boo SM (2009) Systematics of *Hypnea asiatica* sp. nov. (Hypneaceae, Rhodophyta) based on morphology and nrDNA SSU, plastid *rbcL*, and mitochondrial *cox1*. *Taxon*, 58, 606–616.
- Guillemin ML, Faugeron S, Destombe C, Viard F, Correa JA, Valero M (2008) Genetic variation in wild and cultivated populations of the haploid-diploid red alga *Gracilaria chilensis*: how farming practices favor asexual reproduction and heterozygosity. *Evolution*, 62, 1500–1519.
- Guiry MD, Guiry GM (2016) AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <http://www.algaebase.org>. (accessed on 2016-04-12).
- Gulbransen DJ, McGlathery KJ, Marklund M, Norris JN, Gurgel CFD (2012) *Gracilaria vermiculophylla* (Rhodophyta, Gracilariales) in the Virginia coastal bays, USA: *cox1* analysis reveals high genetic richness of an introduced macroalga. *Journal of Phycology*, 48, 1278–1283.
- Hall TA (1999) BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. *Nucleic Acids Symposium Series*, 41, 95–98.
- Hebert PD, Cywinska A, Ball SL, deWaard JR (2003) Biological identifications through DNA barcodes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 270, 313–321.
- Hu ZM, Zhang J, Lopez-Bautista J, Duan DL (2013) Asymmetric genetic exchange in the brown seaweed *Sargassum fusiforme* (Phaeophyceae) driven by oceanic currents. *Marine Biology*, 160, 1407–1414.
- Hu ZM, Juan LB (2014) Adaptation mechanisms and ecological consequences of seaweed invasions: a review case of agarophyte *Gracilaria vermiculophylla*. *Biological Invasions*, 16, 967–976.
- Kim SY, Weinberger F, Boo SM (2010) Genetic data hint at a common donor region for invasive Atlantic and Pacific populations of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta). *Journal of Phycology*, 46, 1346–1349.
- Librado P, Roas J (2009) DNAsp v5: a software for comprehensive analysis of DNA polymorphism data. *Bioinformatics*, 25, 1451–1452.
- Li JJ, Zhang J, Hu ZM, Duan DL (2013) Population genetics

- and demographic history of red seaweed, *Palmaria palmata*, from the Canada–northwest Atlantic. *Biodiversity Science*, 21, 306–314. (in Chinese with English abstract) [李晶晶, 张杰, 胡自民, 段德麟 (2013) 加拿大西北大西洋地区掌形藻的种群遗传结构与动态变化. 生物多样性, 21, 306–314.]
- Peakall R, Smouse PE (2012) GenAlEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research—an update. *Bioinformatics*, 28, 2537–2539.
- Peason EA, Murray SN (1997) Patterns of reproduction, genetic diversity and genetic differentiation in California populations of the geniculate coralline alga *Lithothrix aspergillum* (Rhodophyta). *Journal of Phycology*, 33, 753–763.
- Posada D, Crandall KA (1998) Modeltest: testing the model of DNA substitution. *Bioinformatics*, 14, 817–818.
- Riosmena RR, Talavera SA, Acosta VB, Gardner SC (2009) Heavy metals dynamics in seaweeds and seagrasses in Bahía Magdalena, BCS, México. *Journal of Applied Phycology*, 22, 283–291.
- Robba L, Russell SJ, Barker GL, Brodie J (2006) Assessing the use of the mitochondrial *Cox1* marker for use in DNA barcoding of red algae (Rhodophyta). *American Journal of Botany*, 93, 1101–1108.
- Rueness J (2005) Life history and molecular sequences of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariales, Rhodophyta), a new introduction to European waters. *Phycologia*, 44, 120–128.
- Saunders GW (2005) Applying DNA barcoding to red macroalgae: a preliminary appraisal holds promise for future applications. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*, 360, 1879–1888.
- Saunders GW (2009) Routine DNA barcoding of Canadian Gracilariales (Rhodophyta) reveals the invasive species *Gracilaria vermiculophylla* in British Columbia. *Molecular Ecology Resources*, 9 (Suppl. 1), 140–150.
- Tamura K, Stecher G, Peterson D, Filipski A, Kumar S (2013) MEGA6: Molecular Evolutionary Genetics Analysis version 6.0. *Molecular Biology and Evolution*, 30, 2725–2729.
- Terada R, Yamamoto H (2002) Review of *Gracilaria vermiculophylla* and other species in Japan and Asia. *Taxonomy of Economic Seaweeds*, 8, 215–224.
- Thomsen MS, Stæhr PA, Nejrup L, Schiel DR (2013) Effects of the invasive macroalgae *Gracilaria vermiculophylla* on two co-occurring foundation species and associated invertebrates. *Aquatic Invasions*, 8, 133–145.
- Tseng CK, Chen JF (1959) Reproductive of *Gracilaria vermiculophylla* and cultivation seedlings in laboratory. 90, 202–203. (in Chinese) [曾呈奎, 陈椒芬 (1959) 真江蓠的繁殖习性和幼苗的室内培育. 中国科学院海洋研究所调查研究报告, 90, 202–203.]
- Tseng CK (2008) Seaweeds in Yellow Sea and Bohai Sea of China. Science Press, Beijing. (in Chinese) [曾呈奎 (2008) 中国黄渤海海藻. 科学出版社, 北京.]
- Wang PX (1999) Response of western Pacific marginal seas to glacial cycles: paleoceanographic and sedimentological features. *Marine Geology*, 156, 5–39.
- Xia BM, Chang CF (1999) Flora Algarum Marinarum Sinicarum Tomus II, Rhodophyta no. V Ahnfeltiales, Gigartinales, Rhodymeniales. Science Press, Beijing. (in Chinese) [夏邦美, 张峻甫 (1999) 中国海藻志第二卷红藻门(第五分册): 伊谷藻目, 杉藻目, 红皮藻目. 科学出版社, 北京.]
- Yang EC, Kim MS, Geraldino PJL, Sahoo D, Shin JA, Boo SM (2008) Mitochondrial *cox1* and plastid *rbcl* genes of *Gracilaria vermiculophylla* (Gracilariaceae, Rhodophyta). *Journal of Applied Phycology*, 20, 161–168.
- Zhao XB, Pang SJ, Shan TF, Liu F (2013) Applications of three DNA barcodes in assorting intertidal red macroalgal flora in Qingdao, China. *Journal of Ocean University of China*, 12, 139–145.
- Zheng WJ, Zhu SH, Shen XQ, Liu BQ, Pan ZC, Ye YF (2009) Genetic differentiation of *Tegillarca granosa* based on mitochondrial *COI* gene sequences. *Zoological Research*, 30, 17–23. (in Chinese with English abstract) [郑文娟, 朱世华, 沈锡权, 刘必谦, 潘志崇, 叶央芳 (2009) 基于线粒体 *COI* 基因序列探讨泥蚶的遗传分化. 动物学研究, 30, 17–23.]
- Zhong CH, Huang RF, Lin Q, Zheng YY, Li LB, Liu B (2014) Molecular identification of a green type of *Gracilaria vermiculophylla*. *Journal of Applied Oceanography*, 33, 183–189. (in Chinese with English abstract) [钟晨辉, 黄瑞芳, 林琪, 郑雅友, 李雷斌, 刘波 (2014) 一种绿色真江蓠的分子鉴定. 应用海洋学报, 33, 183–189.]

(责任编辑: 孙军 责任编辑: 时意专)

• 研究报告 •

福建洛阳江口红树林湿地大型底栖动物 多样性及季节变化

林俊辉 何雪宝 王建军* 林和山 黄雅琴 刘 坤 牟剑锋
张舒怡 江锦祥

(国家海洋局第三海洋研究所, 福建厦门 361005)

摘要: 基于2013–2014年福建洛阳江口红树林湿地的周年调查资料, 研究了该湿地大型底栖动物的物种多样性现状、季节变化以及红树林恢复对底栖动物群落的影响。本次调查共鉴定大型底栖动物7门78种, 环节动物和节肢动物种类最为丰富, 节肢动物对总生物量贡献最大, 短拟沼螺(*Assiminea brevicula*)为本区第一优势种。林区底栖动物的密度和生物量明显低于光滩, 部分优势种仅在林区出现, 此外, 林区群落与光滩有显著差异。本区底栖动物的密度高值出现在冬、春季, 生物量高值出现在春、夏季, 群落结构季节变化明显。本区底栖动物种类组成特点反映出洛阳江口红树林处在年轻期, 群落的季节变化可能跟优势种的繁殖特点有关。研究结果也表明红树林植被会影响底栖动物群落结构, 林区群落已然不同于光滩, 与2009年调查结果相比, 林区底栖动物密度虽明显下降, 但褶痕拟相手蟹(*Parasesarma plicata*)数量增加, 是优势种之一。洛阳江口红树林和光滩支撑着不同的生物组成, 因此, 红树林恢复应当保持栖息地的多样性/异质性。

关键词: 大型底栖动物; 种类多样性; 季节变化; 红树林湿地; 红树林恢复; 多元分析; 洛阳江口

Macrobenthic diversity and seasonal changes in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary, Fujian Province

Junhui Lin, Xuebao He, Jianjun Wang*, Heshan Lin, Yaqin Huang, Kun Liu, Jianfeng Mou, Shuyi Zhang, Jinxiang Jiang

Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen, Fujian 361005

Abstract: Based on a year round survey conducted in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary in Fujian from August 2013 to April 2014, macrobenthic diversity, seasonal changes, and the impact of mangrove rehabilitation on the macrobenthic community were analyzed. We recorded a total of 78 species from 7 phyla in the study area and the community was dominated by annelids and arthropods. The gastropod, *Assiminea brevicula* (Assimineidae), was the most dominant species and was more abundant in mangrove forests than in mudflats. ANOSIM analysis showed that faunal communities were significantly different between mangrove forests and mudflats, with the former characterized by much lower macrobenthic density and biomass. Moreover, some of dominant species, such as *Parasesarma plicata* and *Phascolosoma arcuatum*, were only found in mangrove forests. Higher value of macrobenthic density was found in winter and spring, while mean biomass was higher in spring and summer. Significant differences in macrobenthic communities were observed among seasons except between winter and spring. The present study demonstrated that, species composition of the mangrove macrobenthos indicated characteristics of a young mangrove plantation and seasonal changes in macrobenthic communities might be due to different breeding seasons of the dominant species. Mangrove vegetation had a noticeable impact on macrobenthic communities, as evidenced by significant difference in macrobenthic communities between the two habitats. Density of macrobenthos in mangrove forests

收稿日期: 2015-11-23; 接受日期: 2016-03-08

基金项目: 海洋公益性行业科研专项经费(201305030-4 和 201505004)、国家海洋局第三海洋研究所基本科研业务费专项基金(海三科 2012012)、国家海洋局海洋生态环境科学与工程重点实验室开放基金(MESE-2015-04)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wangjianjun220@tio.org.cn

was much lower than that found in 2009, but the sesarminid crab *Parasesarma plicata* became much abundant. Since mangrove forests and mudflats support different species composition of macrobenthos, planning is needed in mangrove rehabilitation for the protection of habitat diversity and heterogeneity.

Key words: macrobenthos; species diversity; seasonal changes; mangrove swamp; mangrove rehabilitation; multivariate analysis; Luoyangjiang Estuary

红树林是一种受周期性潮水浸淹的耐盐性木本植物群落, 大致分布在南北纬30°之间的热带亚热带海岸地带(Giri et al, 2011)。它是世界上最高产的生态系统之一(Lee, 2008), 支撑着邻近的陆地和水生食物网(Robertson & Alongi, 1992; 卢昌义等, 1995)。由于海岸带过度开发利用, 在过去的20年间, 全球超过1/3的红树林消失, 2001年我国红树林面积为22,680.9 ha, 不及历史峰值的10% (王友绍, 2013), Duke等(2007)认为红树林退化速度要比内陆热带雨林和珊瑚礁来得更快。对红树林生态系统真正价值的日益重视, 促使人们作出新的努力去保护和恢复它们(Macintosh et al, 2002)。目前, 世界范围内开展红树林恢复的国家持续增多, 恢复面积不断扩大。

底栖动物能够调节红树林的结构和功能, 是红树林碎屑与河口次级生产之间重要的营养枢纽(Lee, 2008), 其中, 不少腹足类和蟹类种类能处理大量的红树林凋落物, 显著改变这种有机质的理化性质(Lee, 1998; Proffitt & Devlin, 2005)。因此, 底栖动物的多样性和密度能反映红树林生态系统的状况和功能(Macintosh et al, 2002), 同时, 也是衡量红树林恢复状态的一个可靠指标(Bosire et al, 2008)。目前, 多数红树林恢复地的后续跟踪监测普遍存在年限较短的问题, 秋茄(*Kandelia obovata*)等红树植物还处于死亡率较高的幼苗期。当幼苗长成幼树后, 红树植物主要从周围环境汲取营养, 这将对恢复地的环境和生物产生影响, 然而, 有关幼树期以后大型底栖动物群落的多样性特点却报道较少。福建洛阳江口湿地于2002–2004年间大规模造林, 期间虽报道过相对有限的红树林底栖动物多样性研究, 如蟹类(李伟等, 2010)、软体动物(黄雅琴等, 2011)和不同生境间的底栖动物多样性比较(郭涛等, 2014), 但对整块红树林湿地的恢复状态和底栖动物多样性现状仍了解不够。本研究拟采用调查断面方式研究洛阳江口湿地底栖动物群落的多样性特点, 为红树林恢复效果的评估提供重要数据。

1 材料和方法

1.1 研究区域

洛阳江口红树林湿地位于泉州湾内湾, 118°37'45"–118°42'44" E, 24°47'37"–25°01'30" N之间, 北自洛阳桥闸, 南至后渚大桥, 西接洛江区界, 东临洛阳江岸堤(刘荣成, 2010)。区内潮汐属正规半日潮, 平均潮差4.27 m, 最大潮差达6.68 m。影响本区的河流主要是洛阳江和晋江, 盐度变化范围为3.5–28.9‰, 适宜红树林生长。本区属亚热带海洋季风气候, 月平均气温20.4℃, 1–2月最冷, 平均温度为11.9℃, 年均降水量为1,095.4 mm, 主要集中于夏季。主要底质类型为黏土质粉砂。洛阳江口原本是红树林分布区, 面积多达数百公顷, 由于乱砍滥伐, 至2001年底仅存红树林17.112 ha, 2002年起惠安县林业局在此大力开展红树林造林和补植工作, 目前林区面积已达400 ha以上, 大多为新营造的恢复林, 2003年该湿地被确立为省级自然保护区(刘荣成, 2010)。本区现生长着4种红树植物, 分别是桐花树(*Aegiceras corniculatum*)、秋茄、白骨壤(*Avicennia marina*)和老鼠簕(*Acanthus ilicifolius*), 以桐花树和秋茄为主。

1.2 采样方法

2013年8月、10月以及2014年1月、4月在洛阳江口红树林湿地开展周年4季的调查, 湿地内从北到南依次设置3条红树林断面, 分别定义为QZLH1、QZLH2和QZLH3, 洛阳桥以北设光滩断面1条(QZLH4)(图1)。QZLH1和QZLH2断面红树植被郁闭度高, 植株高1.5–3 m; QZLH3断面红树植株矮, 冠幅小, 呈斑块分布, 滩面伴有互花米草(*Spartina alterniflora*)和泥滩。每一红树林断面设3个采样点, 分别位于红树林陆缘、海缘和中间站位林下滩涂; 光滩同样设3个站点, 潮位与红树林3个站点接近。每一站点以25 cm × 25 cm的定量框随机取3个样方, 挖深30 cm, 泥样装入塑料袋后运到水闸边淘洗, 并用网目为0.5 mm的套筛分出其中所有标本。野

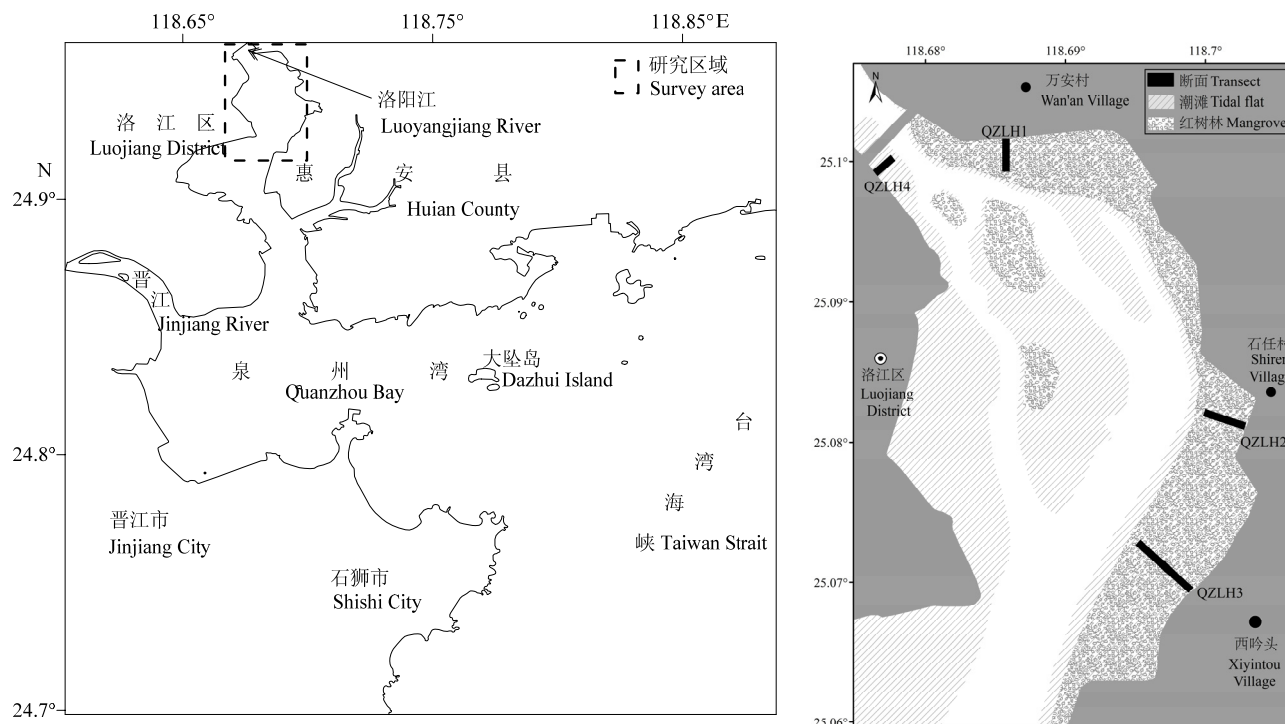


图1 泉州湾研究区域示意图。调查断面(QZLH1—4)用黑色条带表示。

Fig. 1 Map of the study area in Quanzhou Bay. The four investigated transects (QZLH1—4) are represented by the dark bars.

外采样均在当地低潮时进行。标本处理和室内分析均按《海洋调查规范》(GB/T 12763.6-2007)的要求进行。

1.3 数据分析

采用以下公式计算大型底栖动物优势度和群落的多样性指数:

$$\text{优势度指数(陈亚瞿等, 1995): } Y = P_i \times f_i \quad (1)$$

$$\text{Margalef 物种丰富度指数(Margalef, 1968):}$$

$$d = (S - 1) / \log_2 N \quad (2)$$

Shannon-Wiener多样性指数(Shannon & Weaver, 1949):

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i \quad (3)$$

$$\text{Pielou均匀度指数(Pielou, 1975)}$$

$$J' = H' / \log_2 S \quad (4)$$

式中, S 为样品中的物种总数, N 为总个体数, P_i 为第 i 种的个体数与总个体数的比值, f_i 为第 i 种在各站的出现率。 $Y \geq 0.02$ 的种类确定为优势种。

采用SPSS 17.0对密度和生物量以及多元参数数据进行断面×季节双因素方差分析, 以检验不同

断面及季节是否对底栖动物分布情况造成显著影响。底栖动物群落分析基于种-密度矩阵, 数据矩阵经方根转换后, 计算Bray-Curtis相似性系数, 以组平均法进行等级聚类(CLUSTER), Two-way crossed ANOSIM对不同季节和断面进行双因素差异显著性检验, 以检验群落差异的显著性, 同时用SIMPER分析探讨对群落结构之间相似性/不相似性贡献最大的种类。

2 结果

2.1 种类组成和分布

福建洛阳江口红树林湿地周年调查共采获大型底栖动物78种, 隶属于7门43科, 其中, 红树林内发现62种(附录1)。从门类看, 环节动物和节肢动物种类最为丰富, 分别有28种和32种, 软体动物、刺胞动物、纽形动物、星虫动物和脊索动物等门类物种数较少。从断面看, 除星虫动物仅分布在红树林, 其他门类在所有断面都有出现, 各个断面的种类组成均以环节动物和节肢动物为主(图2), 断面的种类数介于33—44种之间, QZLH2断面最丰富。红树林断

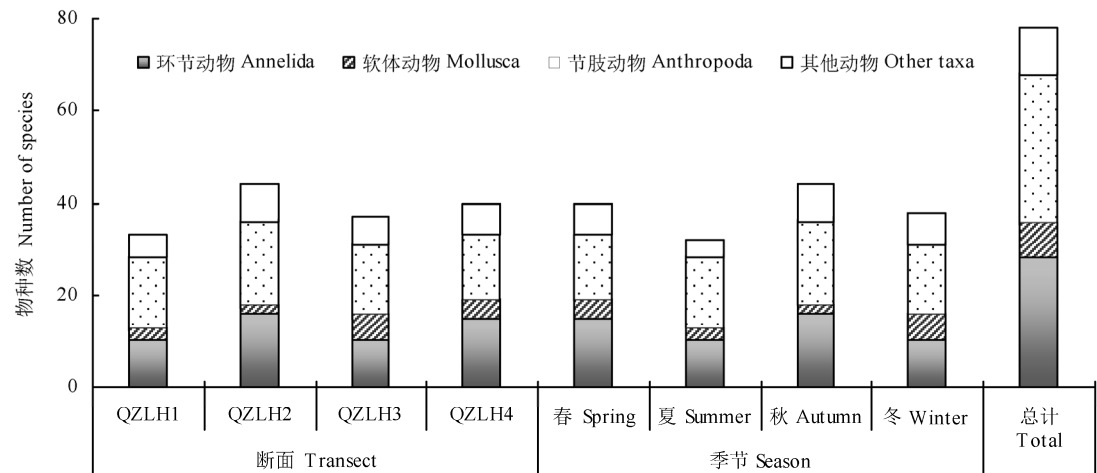


图2 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物的种类组成(QZLH1–4: 调查断面)
Fig. 2 Species composition of macrobenthos in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary. QZLH1–4, investigated transects.

表1 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物的优势度指数值(优势种为黑斜体数字对应的种类)
Table 1 Values of dominance index of macrobenthos in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary. Dominant species were those highlighted with number marked in bold italic.

种类 Species	断面 Transect				季节 Season			
	QZLH1	QZLH2	QZLH3	QZLH4	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn	冬季 Winter
环节动物 Annelida								
疣吻沙蚕 <i>Tyrrhynchus heterochaetus</i>	–	0.027	<0.001	–	0.002	–	0.003	<0.001
日本刺沙蚕 <i>Neanthes japonica</i>	0.006	–	0.011	0.010	0.100	<0.001	–	–
圆锯齿吻沙蚕 <i>Dentinephtys glabra</i>	0.015	0.032	0.011	0.020	0.005	0.062	0.026	0.007
软体动物 Mollusca								
短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	0.455	0.225	0.578	0.045	0.405	0.192	0.239	0.181
节肢动物 Anthropoda								
薄片螺赢蜚 <i>Corophium lamellatum</i>	0.002	0.002	<0.001	0.294	0.009	0.005	–	0.332
细巧仿对虾 <i>Parapenaeopsis tenellus</i>	0.001	0.007	0.002	<0.001	<0.001	0.029	–	–
褶痕拟相手蟹 <i>Parasesarma plicata</i>	0.020	0.024	0.001	–	0.002	<0.001	0.009	0.003
秀丽长方蟹 <i>Metaplex elegans</i>	0.016	0.014	0.056	0.001	0.005	0.059	0.006	0.015
宁波泥蟹 <i>Ilyoplax ningpoensis</i>	–	–	<0.001	0.165	0.018	0.060	0.027	0.011
弧边招潮 <i>Uca arcuata</i>	0.037	0.018	0.037	0.012	0.019	0.037	0.036	0.010
刺胞动物 Cnidaria								
中华仙影海葵 <i>Cereus sinensis</i>	0.037	0.072	0.003	0.037	0.003	0.003	0.197	0.007
星虫动物 Sipuncula								
弓形革囊星虫 <i>Phascolosoma arcuatum</i>	0.020	0.006	0.001	–	0.001	0.004	0.006	0.001

“–”表示不存在; “–” represents the absence of species.

面的优势种组成与光滩有明显不同, 前者以短拟沼螺(*Assiminea brevicula*)最为常见, 且优势度最高, 后者以薄片螺赢蜚(*Corophium lamellatum*)和宁波泥蟹(*Ilyoplax ningpoensis*)的优势度较高(表1)。从季节看, 各季的种类组成也以环节动物和节肢动物为主(图2), 秋季种类最多, 有44种, 夏季最少, 为32种,短拟沼螺是四季都重要的优势种, 薄片螺赢蜚、

中华仙影海葵(*Cereus sinensis*)和日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)是个别季度的优势种, 不少虾蟹种类是夏、秋季重要优势种(表1)。
不少底栖动物种类的分布范围相对局限, 仅11个种类分布在所有断面, 多达35种仅出现于单一断面, 部分种类仅在红树林内采收, 如疣吻沙蚕(*Tyrrhynchus heterochaetus*)、巨指长臂虾

(*Palaemon macrodactylus*)、日本美人虾(*Callinassa japonica*)、褶痕拟相手蟹(*Parasesarma plicata*)、秉氏厚蟹(*Helice pingi*)和弓形革囊星虫(*Phascolosoma arcuatum*)等。从出现季节来看, 16种底栖动物四季都有采集到, 37种出现于单一季节。

2.2 密度和生物量

洛阳江口红树林湿地大型底栖动物的年平均密度和生物量分别是416个/m²和45.84 g/m²。光滩QZLH4断面的年平均密度和生物量均高过红树林断面, 红树植被覆盖较好的QZLH1和QZLH2断面底栖动物密度和生物量较低。尽管各断面的生物量组成均以节肢动物为主, 但各断面的密度组成存在差异, 如光滩以节肢动物为主, QZLH3则以软体动物为主。季节变化上, 底栖动物平均密度冬、春季高, 夏、秋季低; 平均生物量春、夏季高, 秋、冬季低。不同季节的生物量组成均以节肢动物占优势, 密度组成一般以软体动物和节肢动物为主, 环节动物密度高峰出现在春季, 其他动物高峰值位于秋季(图3)。

密度和生物量的双因素方差分析结果表明, 大型底栖动物密度在不同断面和季节间差异极显著($P < 0.001$), 且季节和断面之间的交互作用也达到显著水平($P = 0.003$)。生物量在不同季节($P = 0.004$)和不同断面($P = 0.009$)间均差异显著, 季节与断面之间的交互作用不显著(表2)。

由图4可以看出, QZLH1和QZLH2两条断面密度较小, 且季节波动小, 相反, 光滩QZLH4断面的密度相对较高, 同时季节变化也大。以各断面生物量的季节变化而言, QZLH1和QZLH2断面生物量的季节变化最大。表3表明, QZLH1和QZLH2断面密度组成相对分散, 而QZLH3和QZLH4断面密度集中于少数种类。不同种类的密度高峰季节不同, 多毛类如日本刺沙蚕主要出现在春季, 短拟沼螺高峰出现在冬、春季, 中华仙影海葵主要出现在秋季, 端足类如薄片螺赢蜚和上野螺赢蜚(*Corophium uenoi*)高峰期是冬、春季。

2.3 种类多样性变化

洛阳江口红树林湿地底栖动物多样性整体较

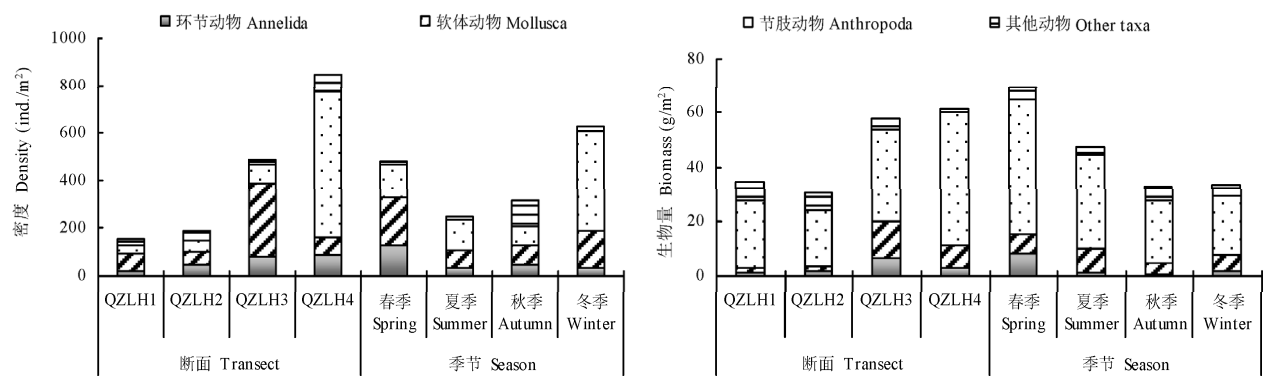


图3 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物的密度和生物量组成
Fig. 3 Composition of macrobenthic density and biomass in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary

表2 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物群落参数的双因素方差校验
Table 2 Two-way ANOVA on community parameters of macrobenthos in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary

参数 Parameters	季节 Season		断面 Transect		季节×断面 Season×Transect	
	F	P	F	P	F	P
平均密度 Average density	4.476	0.000**	16.266	0.000***	3.624	0.003**
平均生物量 Average biomass	5.493	0.004**	4.574	0.009**	1.119	0.378
Margalef丰富度指数 Margalef species richness index (<i>d</i>)	0.730	0.542	2.156	0.113	0.242	0.985
Shannon-Wiener多样性指数 Shannon-Wiener diversity index (<i>H'</i>)	1.415	0.256	3.327	0.032*	0.727	0.681
Pielou均匀度指数 Pielou evenness index (<i>J'</i>)	2.271	0.099	5.524	0.004**	1.066	0.413

* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$; *** $P < 0.001$

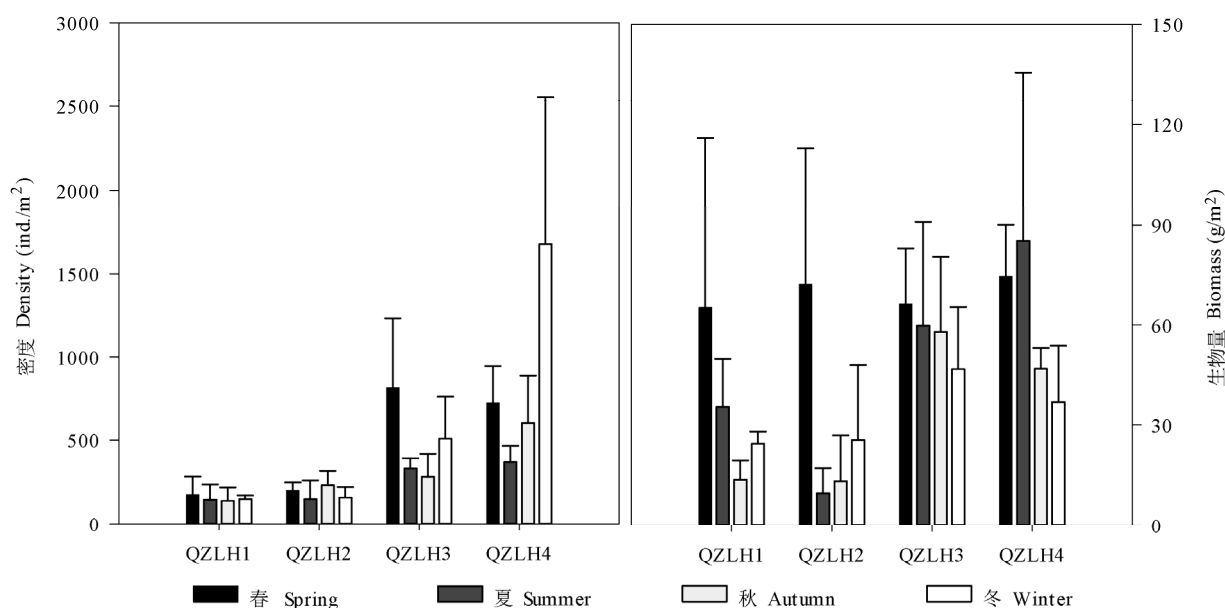


图4 不同断面内的密度和生物量季节变化

Fig. 4 Seasonal changes of density and biomass on the investigated transects

低(图5), 站位的丰富度指数(d)介于0.983和1.867, 均匀度指数(J')范围为0.253–0.820, 多样性指数(H')介于0.754和2.480之间。断面差异上, 丰富度指数(d)大小表现为QZLH2 > QZLH4 > QZLH1 > QZLH3, 多样性指数(H')和均匀度指数(J')是QZLH2 > QZLH1 > QZLH4 > QZLH3。季节变化上, 丰富度指数(d)春、夏季高, 秋、冬季低; 多样性指数(H')和均匀度指数(J')均表现为夏、秋季高, 冬、春季低。双因素方差分析结果表明(表2), 多样性指数(H' , $P = 0.032$)和均匀度指数(J' , $P = 0.004$)在断面间存在显著差异。

2.4 聚类分析

聚类分析(图6)表明, 光滩QZLH4断面的底栖动物群落结构与红树林断面相似性较低。Two-way crossed ANOSIM分析(表4)表明, 不同季节($P = 0.001$)和不同断面间($P = 0.001$)的群落结构均存在显著差异, 成对检验进一步表明, 光滩QZLH4断面与3条红树林断面间都有显著差异; 除冬、春季群落结构未有显著差异外, 其他成对季节均有显著不同。

周年数据的SIMPER分析表明, 对红树林断面相似性贡献最大的种类是短拟沼螺、中华仙影海葵、圆锯齿吻沙蚕(*Dentinephtys glabra*)、弧边招潮(*Uca arcuata*)、秀丽长方蟹(*Metaplex elegans*)、弓形革囊

星虫、褶痕拟相手蟹和细巧仿对虾(*Parapenaeopsis tenellus*), 上述种类贡献了61%的相似性。

3 讨论

3.1 洛阳江口林区底栖动物的多样性特征

红树林有机质丰富(张雅芝等, 1999), 是不少生物部分或全部生活史中的理想栖息地(Nagelkerken et al, 2008)。截至本调查时, 洛阳江口红树林植被的恢复时间已有10年。本研究中, 林内共采获大型底栖动物7门62种, 环节动物和节肢动物种类最为丰富, 但软体动物密度最大, 环节动物的密度和生物量都低。本区红树林底栖动物的物种多样性明显多于其他恢复林如西门岛(黄丽等, 2013)和九龙江口红树林(陈光程等, 2008), 而略低于一些成熟天然林, 如湛江红树林(唐以杰和余世孝, 2007)、海南东寨港(邹发生等, 1999)和马来亚红树林(Sasekumar, 1974)等。相比洛阳江口红树林, 上述提及的几块恢复林和天然林出现的多毛类和端足类种类偏少, 这可能是受到采样和分类鉴定水平等因素的影响。本区底质虽为黏土质粉砂, 但由于采样站点位于高中潮区, 被海水浸泡时间短, 加上入海口处盐度波动大, 这限制了多毛类的分布, 因此其密度和生物量不高。虽然九龙江口恢复林的多毛类密度高于其他

表3 洛阳江口红树林大型底栖动物密度(个/m²)在不同断面的季节变动
Table 3 Seasonal changes of macrobenthic density (ind./m²) on the investigated transects in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary

断面 Transect	种类 Species	春 Spring	夏 Summer	秋 Autumn	冬 Winter	均值 Mean
QZLH1	总密度 Total density	176	146	139	149	152
	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	112	62	41	62	69
	中华仙影海葵 <i>Cereus sinensis</i>	0	0	50	18	17
	弧边招潮 <i>Uca arcuata</i>	12	4	5	9	8
	弓形革囊星虫 <i>Phascolosoma arcuatum</i>	0	16	4	5	6
	微赤根丝蚓 <i>Rhizodrilus russus</i>	12	0	0	11	6
	秀丽长方蟹 <i>Metaplex elegans</i>	2	14	0	7	6
	圆锯齿吻沙蚕 <i>Dentinephtys glabra</i>	5	4	7	5	5
	褶痕拟相手蟹 <i>Parasesarma plicata</i>	2	4	11	5	5
QZLH2	总密度 Total density	199	149	231	158	184
	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	89	9	27	75	50
	中华仙影海葵 <i>Cereus sinensis</i>	21	2	84	0	27
	疣吻沙蚕 <i>Tyrrhynchus heterochaetus</i>	25	0	50	4	20
	细巧仿对虾 <i>Parapenaeopsis tenellus</i>	0	62	0	0	16
	圆锯齿吻沙蚕 <i>Dentinephtys glabra</i>	4	9	20	9	10
	微赤根丝蚓 <i>Rhizodrilus russus</i>	0	0	5	21	7
	褶痕拟相手蟹 <i>Parasesarma plicata</i>	9	2	4	12	7
	秀丽长方蟹 <i>Metaplex elegans</i>	5	11	0	5	5
QZLH3	总密度 Total density	818	331	281	508	484
	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	498	167	171	386	305
	日本刺沙蚕 <i>Neanthes japonica</i>	249	0	0	0	62
	秀丽长方蟹 <i>Metaplex elegans</i>	12	34	21	52	30
QZLH4	总密度 Total density	512	217	484	1,541	688
	薄片螺羸蜚 <i>Corophium lamellatum</i>	71	21	0	1,397	372
	宁波泥蟹 <i>Ilyoplax ningpoensis</i>	140	176	135	107	140
	中华仙影海葵 <i>Cereus sinensis</i>	0	4	229	20	63
	上野螺羸蜚 <i>Corophium uenoi</i>	222	0	30	0	63
	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	78	16	89	18	50

每一断面所列种类的平均密度总和占该断面总密度的80%以上。
On each transect, the sum of average density of all the species listed in the table accounted for more than 80% of the total density.

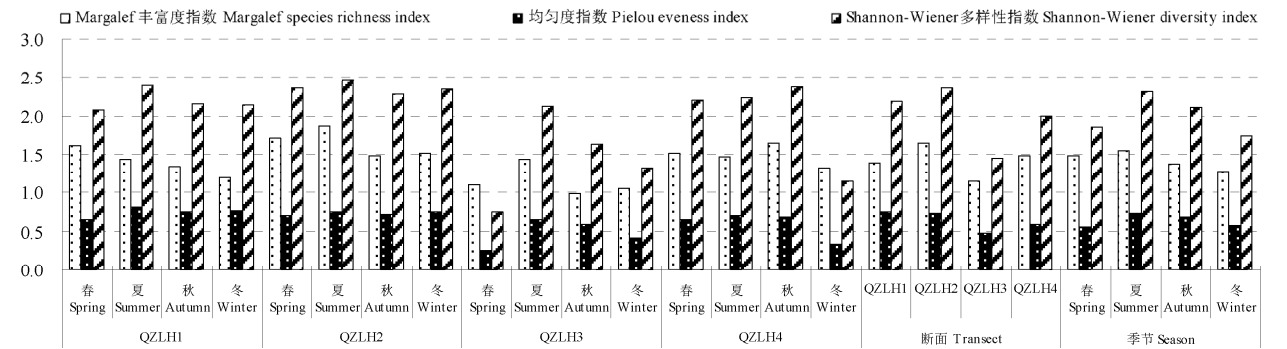


图5 洛阳江口红树林大型底栖动物群落的多样性指数(QZLH1-4: 断面)
Fig. 5 Diversity indices for macrobenthic communities in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary. QZLH1-4, transects

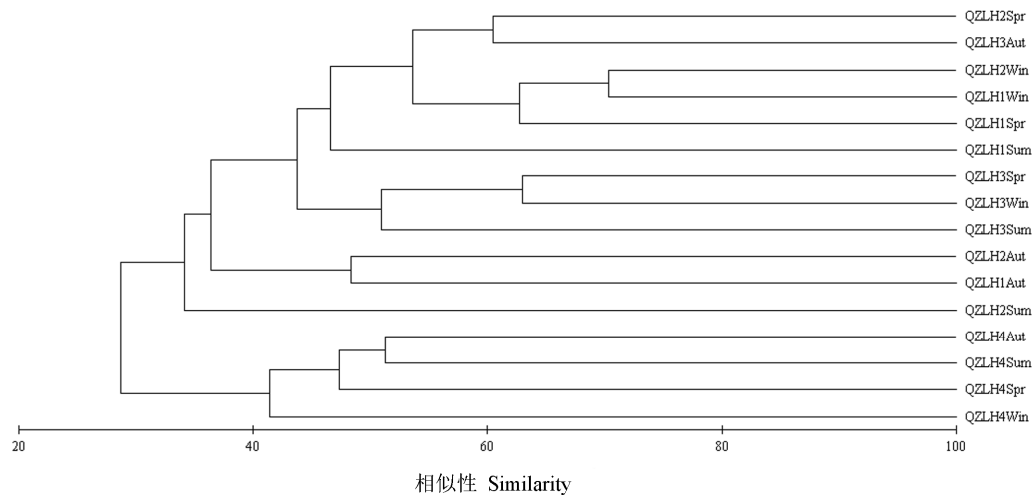


图6 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物群落聚类图(QZLH1–4: 断面; Spr: 春季; Sum: 夏季; Aut: 秋季; Win: 冬季)
Fig. 6 Cluster dendrogram of the macrobenthic communities in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary. QZLH1–4, transects; Spr, Spring; Sum, Summer; Aut, Autumn; Win, Winter.

表4 季节×断面双因素交叉ANOSIM检验
Table 4 Results of two-way crossed ANOSIM between seasons and transects

检验范围 Test range	季节之间 Among seasons		断面之间 Among transects	
		<i>R</i> <i>P</i> (%)		<i>R</i> <i>P</i> (%)
总体 Global		0.318 0.1		0.485 0.1
成对 Pair-wise	春 Spring /	0.417 0.2	QZLH1 /	0.157 13.7
	夏 Summer		QZLH2	
	春 Spring /	0.388 0.2	QZLH1 /	0.148 11.1
	秋 Autumn		QZLH3	
	春 Spring /冬	0.083 27.1	QZLH1 /	0.823 0.1
	Winter		QZLH4	
	夏 Summer /	0.408 0.7	QZLH2 /	0.317 1.2
	秋 Autumn		QZLH3	
	夏 Summer /	0.454 0.6	QZLH2 /	0.859 0.1
	冬 Winter		QZLH4	
	秋 Autumn /	0.284 2.3	QZLH3 /	0.553 0.1
	冬 Winter		QZLH4	

类群(陈光程等, 2008), 但其主要是小头虫(*Capitella capitata*)占据主导地位, 估计是沉积物受到周边养殖废水排放的影响, 有机质含量过高引发小头虫的大量繁衍。

洛阳江口林区短拟沼螺优势度最高, 密度明显高于其他种类, 其他优势种还有圆锯齿吻沙蚕、疣吻沙蚕、褶痕拟相手蟹、秀丽长方蟹、弧边招潮、中华仙影海葵和弓形革囊星虫等。短拟沼螺是一种小型腹足类动物, 郭涛等(2014)也报道过其在本区具有较高的密度, 该种也是集美凤林红树林(林秀

春等, 2006)的重要优势种。现有研究表明, 拟沼螺科的种类可在年轻的恢复林中以密度优势种出现, 如西门岛(黄丽等, 2013)和九龙江口红树林幼林(陈光程等, 2008)。拟沼螺可摄食碎屑、藻类和水生植物, 对底质有机物移除率高达20.9% (李涛等, 2014), 同时可作为青蟹和高潮时进入红树林的鱼类的重要食物来源(Macintosh et al, 2002), 因而其可能在恢复林食物网中发挥重要作用。本区优势种弧边招潮和秀丽长方蟹同样是九龙江口红树林的优势种(李蓉等, 2007; 陈光程等, 2008), 秀丽长方蟹更多出现于幼林。弓形革囊星虫和褶痕拟相手蟹仅出现在红树林内, 但数量不高。Macintosh等(2002)比较了天然林和退化林的底栖动物种类组成特点, 认为招潮蟹(*Uca* spp.)、滨螺科、拟沼螺科和汇螺科种类在年轻的种植林可起主导作用, 成熟红树林区则以相手蟹和有肺的腹足类(如耳螺科)占优势, 结合本区红树林底栖动物优势种类组成特点, 洛阳江口红树林尚处于年轻期。

3.2 洛阳江口红树林湿地底栖动物的季节变化

本区底栖动物总密度表现出冬、春季高, 夏、秋季低, 生物量则是春、夏季高, 秋、冬季低, 夏季虽然密度最低, 但生物量却较高的特点, 这是因为夏季蟹类占总密度的比例高, 蟹类体型较大, 所以生物量高; 相反, 冬季密度虽然最高, 生物量却最低, 主要是因为该季密度优势种为小型端足类薄

表5 本调查(2013–2014)与2009年(刘荣成, 2010)底栖动物的物种多样性和密度的结果比较
Table 5 Comparison of macrobenthic diversity and density from the present study (2013–2014) with 2009 (Liu, 2010)

参数 Parameters	年份 Year	QZLH1		QZLH2		QZLH3		QZLH4		数据来源 Source of data
		春季 Spring	秋季 Autumn	春季 Spring	秋季 Autumn	春季 Spring	秋季 Autumn	春季 Spring	秋季 Autumn	
密度 Density (ind./m ²)	2009年	655	194	878	504	1,061	220	636	672	刘荣成, 2010
	环节动物 Annelida	144	219	414	275	533	42	330	219	刘荣成, 2010
	软体动物 Mollusca	373	69	355	125	495	168	148	69	刘荣成, 2010
	节肢动物 Arthropoda	133	59	76	65	24	3	100	59	刘荣成, 2010
	2013–2014年	176	139	199	231	818	281	512	484	本调查
种类数 Species number	2009年	21	12	25	15	15	10	17	15	刘荣成, 2010
	2013–2014年	17	12	19	17	18	13	20	23	本调查

片螺赢蜚。集美凤林红树林底栖动物总密度同样表现为冬、春季高, 夏、秋季低(林秀春等, 2006), 但东寨港无论是密度还是生物量都是夏季高于冬季(邹发生等, 1999), 表明不同海区红树林底栖动物的季节变化规律不一致。陈光程等(2013)认为, 底栖动物数量的季节变化, 可能与环境参数的季节变化以及底栖动物自身的生理及繁殖特性等有关。底栖动物总密度的季节变动是各个优势种类数量季节变化的叠加结果, 本区短拟沼螺和薄片螺赢蜚数量远大于其他种类, 二者数量高峰都在冬、春季, 故总密度冬、春两季高。其他优势种的季节变化特征也有不同, 秀丽长方蟹、宁波泥蟹和细巧仿对虾主要出现在夏季, 小部分种类密度的季节变化不大, 如弧边招潮。从群落组成看, 冬、春两季的底栖动物群落未发现显著不同, 可能是因为两季气候条件更为接近, 都处于干季, 水温较低, 降水较少。

3.3 洛阳江口湿地红树林恢复对底栖动物的影响及指导意义

自2002年造林和补植以来, 洛阳江口红树林面积扩大了20余倍, 改变了原有栖息地的理化性质, 如光照、水分蒸发和沉积物等。Lee (1998)认为, 红树林植被促进栖息地生境的多样性/异质性, 以及与红树林生态系统相关的种类多样性。本调查中, 林区与光滩底栖动物门类虽然类似, 断面的总物种数接近, 但优势种组成明显不同, 双因素交叉ANOSIM分析也表明了光滩底栖动物群落结构与红树林断面均存在显著差异。可见, 红树植被的引入为一些种类提供了适宜栖息地, 增加了与红树林有关的物种多样性, 如弓形革囊星虫和褶痕拟相手蟹等仅在红树林内出现。然而, 红树林会降低底栖动物的数量水平, 本调查中植被郁闭度较好的

QZLH1和QZLH2断面的密度和生物量显著低于光滩断面。澳大利亚和新西兰红树林同样存在林内底栖动物物种多样性和密度低于邻近的其他河口生境的情况(Wells, 1983; Alongi et al, 2000; Alfaro, 2006)。张雅芝等(1999)认为, 红树林区沉积物H₂S含量较高, 且伴随着缺氧和土壤酸化, 可能是造成红树林区底栖生物生物量较低的重要原因, 尤其是底内生活的种类。不少研究人员认为, 红树林碎屑和泥土的丹宁含量高, 不利于底栖动物栖息(Alongi et al, 2000; Ellis et al, 2004; Alfaro, 2006)。与2009年调查结果相比(表5), 红树林植被恢复较好的QZLH1和QZLH2断面种类数减少, 密度明显下降, 而QZLH3和光滩QZLH4断面种类有所增加, 密度略有减少; 其次, 前后调查的密度优势类群虽同为环节动物和软体动物, 但生物量优势类群由软体动物转变成节肢动物, 且能直接摄食红树林凋落物的相手蟹数量增多, 成为QZLH1和QZLH2断面的优势种组成, 这表明4年间洛阳江口红树林对底栖动物群落的影响日益显现, 底栖动物种类组成发生了变化。

本调查中光滩与红树林群落有显著差异, 也表明了不同的生境适宜不同生物栖息, 从保护湿地生物多样性出发, 应尽可能保持生境的多样性/异质性。红树林在河口发挥着重要作用, 保堤护岸, 为河口生态系统提供大量有机质。同样, 红树林邻近的栖息地如潮滩和河岸也为底栖动物提供重要的栖息地和其他食物, 如微藻(Nguyen et al, 2012)。相比红树凋落物, 微藻具有较高的营养价值和可消化性。不少研究认为应当统筹保护好河口栖息地多样性, 如红树林、潮滩及林内溪流(WWF, 2006; 李蓉等, 2007; Nguyen et al, 2012), 除能够提高底栖动物

多样性外,也特别有利于迁徙性滨鸟的摄食和栖息(Huang et al, 2012)。因此,红树林植被恢复应当尽可能保护生境的多样性,规划好植被区。

参考文献

- Alfaro AC (2006) Benthic macro-invertebrate community composition within a mangrove/seagrass estuary in northern New Zealand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66, 97–110.
- Alongi DM, Tirendi F, Clough BF (2000) Below-ground decomposition of organic matter in forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina* along the arid coast of Western Australia. *Aquatic Botany*, 68, 97–122.
- Bosire JO, Dahdouh-Guebas F, Walton M, Crona BI, Lewis RR III, Field C, Kairo JG, Koedam N (2008) Functionality of resorted mangroves: a review. *Aquatic Botany*, 89, 251–259.
- Chen GC, Ye Y, Lu CY (2008) Effect of *Kandelia candel* mangrove rehabilitation on macro-benthic fauna in Jiulongjiang River Estuary. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 47, 260–264. (in Chinese with English abstract) [陈光程, 叶勇, 卢昌义 (2008) 九龙江口秋茄红树林恢复对大型底栖动物群落的影响. 厦门大学学报(自然科学版), 47, 260–264.]
- Chen GC, Yu D, Ye Y, Chen B (2013) Impacts of mangrove vegetation on macro-benthic faunal communities. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 327–336. (in Chinese with English abstract) [陈光程, 余丹, 叶勇, 陈彬 (2013) 红树林植被对大型底栖动物群落的影响. 生态学报, 33, 327–336.]
- Chen YQ, Xu ZL, Wang YL, Hu FX, Hu H, Gu GC (1995) An ecological study on zooplankton in plume front zone of Changjiang (Yangtze) River Estuarine Area. I. Biomass distribution of dominant species. *Journal of Fishery Sciences of China*, 2(1), 49–58. (in Chinese with English abstract) [陈亚瞿, 徐兆礼, 王云龙, 胡方西, 胡辉, 谷国传 (1995) 长江河口锋区浮游动物生态研究. I. 生物量及优势种的平面分布. 中国水产科学, 2(1), 49–58.]
- Duke NC, Meynecke J-O, Dittmann S, Ellison AM, Anger K, Berger U, Cannicci S, Diele K, Ewel KC, Field CD, Koedam N, Lee SY, Marchand C, Nordhaus I, Dahdouh-Guebas F (2007) A world without mangroves? *Science*, 317, 41–42.
- Ellis J, Nicholls P, Craggs R, Hofstra D, Hewitt J (2004) Effects of terrigenous sedimentation on mangrove physiology and associated macrobenthic communities. *Marine Ecology Progress Series*, 207, 71–82.
- Giri C, Ochieng E, Tieszen LL, Zhu Z, Singh A, Loveland T, Masek J, Duke N (2011) Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20, 154–159.
- Guo T, Cai LZ, Zhuo Y, Rao YY, Li X, Chen XW, Fu SJ, Ji JF (2014) Comparison of benthic macrofaunal communities in two mangrove habitats of Luoyangjiang Estuary in Quanzhou Bay. *Journal of Applied Oceanography*, 33, 204–211. (in Chinese with English abstract) [郭涛, 蔡立哲, 卓异, 饶义勇, 李想, 陈昕韡, 傅素晶, 纪剑锋 (2014) 泉州湾洛阳江口2种红树林生境大型底栖动物群落多样性比较. 应用海洋学报, 33, 204–211.]
- Huang L, Chen SB, Qiu JB, Ding WY, Zheng CF, Wu JG, Zhou ZM, Wang N (2013) Influences of artificial *Kandelia obovata* mangrove forest rehabilitation on the macrobenthos in Ximen Island. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 3138–3147. (in Chinese with English abstract) [黄丽, 陈少波, 仇建标, 丁文勇, 郑春芳, 伍锦姑, 周志明, 王宁 (2013) 西门岛人工秋茄林恢复对大型底栖生物的影响. 生态学报, 33, 3138–3147.]
- Huang SC, Shih SS, Ho YS, Chen CP, Hsieh HL (2012) Restoration of shorebird-roosting mudflats by partial removal of estuarine mangroves in northern Taiwan. *Restoration Ecology*, 20, 76–83.
- Huang YQ, Li RG, Jiang JX (2011) Biodiversity and distribution of mollusk around the Luoyangjiang River Mangrove Nature Reserve. *Marine Sciences*, 35(10), 110–116. (in Chinese with English abstract) [黄雅琴, 李荣冠, 江锦祥 (2011) 泉州湾洛阳江红树林自然保护区潮间带软体动物多样性及分布. 海洋科学, 35(10), 110–116.]
- Lee SY (1998) The ecological role of grapsid crabs in mangrove ecosystems: implications for conservation. *Marine and Freshwater Research*, 49, 335–343.
- Lee SY (2008) Mangrove macrobenthos: assemblages, services, and linkages. *Journal of Sea Research*, 59, 16–29.
- Li R, Ye Y, Chen GC, Weng J (2007) Effect of *Aegiceras corniculata* mangrove rehabilitation on macro-benthic animals in Jiulongjiang River Estuary. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 46, 109–114. (in Chinese with English abstract) [李蓉, 叶勇, 陈光程, 翁劲 (2007) 九龙江口桐花树红树林恢复对大型底栖动物的影响. 厦门大学学报(自然科学版), 46, 109–114.]
- Li T, Ma S, Xu T (2014) Nutritional analysis and appraisalment of *Assiminea* sp. *Progress in Fishery Sciences*, 35(6), 90–96. (in Chinese with English abstract) [李涛, 马甦, 徐涛 (2014) 拟沼螺(*Assiminea* sp.)营养成分分析与评价. 渔业科学进展, 35(6), 90–96.]
- Li W, Cui LJ, Wang YF, Zhang MY (2010) The research on the effect of crabs density by mangrove wetland restoration in Luoyangjiang estuary, Fujian. *Ecology and Environment*, 19, 2929–2933. (in Chinese with English abstract) [李伟, 崔丽娟, 王义飞, 张曼胤 (2010) 福建洛阳江口红树林湿地恢复对蟹类密度的影响. 生态环境学报, 19, 2929–2933.]
- Lin XC, Cai LZ, Ma L, Gao Y, Yang L, Liu WM (2006) The macrofaunal community in Fenglin mangrove area, Xiamen. *Biodiversity Science*, 14, 128–135. (in Chinese with English abstract) [林秀春, 蔡立哲, 马丽, 高阳, 杨丽, 刘伟明 (2006) 厦门凤林红树林湿地大型底栖动物群落. 生物多样性, 14, 128–135.]

- Liu RC (2010) Mangrove of Luoyangjiang in Huian County, China. China Forestry Publishing House, Beijing. (in Chinese) [刘荣成 (2010) 中国惠安洛阳江红树林. 中国林业出版社, 北京.]
- Lu CY, Lin P, Ye Y, Wang HH (1995) Review on impact of global climate change on mangrove ecosystems and research countermeasures. *Advance in Earth Sciences*, 10, 341–347. (in Chinese with English abstract) [卢昌义, 林鹏, 叶勇, 汪和海 (1995) 全球气候变化对红树林生态系统的影响与研究对策. *地球科学进展*, 10, 341–347.]
- Macintosh DJ, Ashton EC, Havanon S (2002) Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the Ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55, 331–345.
- Margalef R (1968) *Perspectives in Ecological Theory*. University of Chicago Press, Chicago.
- Nagelkerken I, Blaber SJM, Bouillon S, Green P, Haywood M, Kirton LG, Meynecke J-O, Pawlik J, Penrose HM, Sasekumar A, Somerfield PJ (2008) The habitat function of mangroves for terrestrial and marine fauna: a review. *Aquatic Botany*, 89, 155–185.
- Nguyen TT, Hideki H, Atsushi S, Tran DQ, Mai TN, Koji O (2012) Food sources of macro-invertebrates in an important mangrove ecosystem of Vietnam determined by dual stable isotope signatures. *Journal of Sea Research*, 72, 14–21.
- Pielou EC (1975) *Ecology Diversity*. John Wiley & Sons, New York.
- Proffitt CE, Devlin DJ (2005) Grazing by the intertidal gastropod *Melampus coffeus* greatly increases mangrove leaf litter degradation rates. *Marine Ecology Progress Series*, 296, 209–218.
- Robertson AI, Alongi DM (1992) *Tropical Mangrove Ecosystems*. Coastal and Estuarine Studies. American Geophysical Union, Washington, DC.
- Sasekumar A (1974) Distribution of macrofauna of a Malayan mangrove shore. *Journal of Animal Ecology*, 43, 51–69.
- Shannon CE, Weaver W (1949) *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Tang YJ, Yu SX (2007) Spatial zonation of macrofauna in the Zhanjiang Mangrove Nature Reserve, Guangdong. *Acta Ecologica Sinica*, 27, 1703–1714. (in Chinese with English abstract) [唐以杰, 余世孝 (2007) 广东湛江红树林保护区大型底栖动物群落的空间分带. *生态学报*, 27, 1703–1714.]
- Wang YS (2013) *Assessment and Remediation Techniques of Mangrove Ecosystems*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [王友绍 (2013) 红树林生态系统评价与修复技术. 科学出版社, 北京.]
- Wells FE (1983) An analysis of marine invertebrate distributions in a mangrove swamp in northwestern Australia. *Bulletin of Marine Science*, 33, 736–744.
- WWF Hong Kong (2006) *Management Plan for the Mai Po Nature Reserve*. WWF Hong Kong, Hong Kong.
- Zhang YZ, Chen CZ, Wang YY, Chen PJ, Yang RQ (1999) The ecology of benthos in Fujian mangrove swamps. *Acta Ecologica Sinica*, 19, 896–901. (in Chinese with English abstract) [张雅芝, 陈灿忠, 王渊源, 陈品健, 杨瑞琼 (1999) 福建红树林区底栖生物生态研究. *生态学报*, 19, 896–901.]
- Zou FS, Song XJ, Chen W, Zheng XR, Chen JH (1999) The diversity of benthic macrofauna on mud flat in Dongzhaigang Mangrove Reserve, Hainan. *Chinese Biodiversity*, 7, 175–180. (in Chinese with English abstract) [邹发生, 宋晓军, 陈伟, 郑馨仁, 陈建海 (1999) 海南东寨港红树林滩涂大型底栖动物多样性的初步研究. *生物多样性*, 7, 175–180.]

(责任编辑: 李新正 责任编辑: 闫文杰)

附录 Supplementary Material

附录1 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物种类名录

Appendix 1 Species list of macrobenthos in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015328-1.pdf>

林俊辉, 何雪宝, 王建军, 林和山, 黄雅琴, 刘坤, 牟剑锋, 张舒怡, 江锦祥. 福建洛阳江口红树林湿地大型底栖动物多样性及季节变化. 生物多样性, 2016, **24** (7): 791–801.
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015328>

附录1 洛阳江口红树林湿地大型底栖动物种类名录
Appendix 1 Species list of macrobenthos in the mangrove swamp of Luoyangjiang Estuary

门类	种类	QZLH1	QZLH2	QZLH3	QZLH4	夏季	秋季	冬季	春季
环节动物	色斑神须虫 <i>Eteone maculata</i>	+			+	+		+	+
	长双须虫 <i>Eteone longa</i>				+		+		
	渤海格鳞虫 <i>Gattyana pohaiensis</i>	+	+	+	+			+	+
	短须钩裂虫 <i>Ancistrosyllis brevicirris</i>				+		+		
	钩毛虫 <i>Sigambra</i> sp.		+						+
	疣吻沙蚕 <i>Tyrrhynchus heterochaetus</i>		+++	+			++	+	++
	日本刺沙蚕 <i>Neanthes japonica</i>	++		+++	++	++			+++
	腺带刺沙蚕 <i>Neanthes glandicincta</i>	+	+				+		
	光突齿沙蚕 <i>Leonnates persica</i>	+	+		+	+	+		+
	拟突齿沙蚕 <i>Paraleonnates uschakovi</i>	++	+	+	++	+		++	++
	沙蚕 <i>Nereis</i> sp.			+				+	
	双齿围沙蚕 <i>Perinereis aibuhitensis</i>		+	+			+	+	+
	多齿围沙蚕 <i>Perinereis nuntia</i>			+					+
	长吻吻沙蚕 <i>Glycera chirori</i>	+	+			+		+	
	圆锯齿吻沙蚕 <i>Dentinephtys glabra</i>	++	++	++	++	++	++	++	++
	锥虫 <i>Haploscoloplos</i> sp.		+				+		
	腹沟虫 <i>Scolelepis</i> sp.		+			+			
	才女虫 <i>Polydora</i> sp.				+			+	
	膜质伪才女虫 <i>Pseudopolydora kemp</i>				+		++		
	日本稚齿虫 <i>Prionospio japonica</i>			+	+	+			+
	独毛虫 <i>Tharyx</i> sp.		++		+	++			+
	小头虫 <i>Capitella capitata</i>	+		+					+
	异蚓虫 <i>Heteromastus filiformis</i>		++			+	+		
	巴林虫 <i>Barantolla</i> sp.		+			+			
	印度节裂虫 <i>Mastobranchus indicus</i>				+	+	+	+	+
	岩虫 <i>Marphysa sanguinea</i>		+					+	
	刺纓虫 <i>Potamilla</i> sp.				+			+	
	微赤根丝蚓 <i>Rhizodrilus russus</i>	++	++		+	+	+	++	++
软体动物	褐蚶 <i>Didimacar tenebrica</i>			+			+		
	对称拟蚶 <i>Arcopsis symmetrica</i>			+	+	+	+		
	缢蛏 <i>Sinonovacula constricta</i>				++	++	+	++	
	尖齿灯塔蛏 <i>Pharella acutidens</i>		+	+		+		+	+
	光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i>				+		+	+	+
	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	+++	+++	+++	++	+++	+++	+++	+++
	绞孔胃螺 <i>Cassidula plectorematoides</i>	+		+		+	+		
	黑口滨螺 <i>Littoraria (Palustorina) melanostoma</i>	+		+			+		
节肢动物	细螯原足虫 <i>Leptochelia dubia</i>				+				+
	短角双眼钩虾 <i>Ampelisca brevicornis</i>				+		+		
	朝鲜马尔他钩虾 <i>Melita koreana</i>				+				+
	施氏玻璃钩虾 <i>Hyale schmidt</i>		+	+			+		+

林俊辉, 何雪宝, 王建军, 林和山, 黄雅琴, 刘坤, 牟剑锋, 张舒怡, 江锦祥. 福建洛阳江口红树林湿地大型底栖动物多样性及季节变化. 生物多样性, 2016, 24 (7): 791–801.
<http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015328>

门类	种类	QZLH1	QZLH2	QZLH3	QZLH4	夏季	秋季	冬季	春季
	大角玻璃钩虾 <i>Hyale grandicornis</i>	+							+
	日本大螯蜚 <i>Grandidierella japonica</i>		+					+	
	薄片螺赢蜚 <i>Corophium lamellatum</i>	++	+	+	+++	++		+++	++
	三角柄螺赢蜚 <i>Corophium trigulapedarum</i>			+	++	++			++
	上野螺赢蜚 <i>Corophium uenoi</i>				++	+	++	+	+++
	细巧仿对虾 <i>Parapenaeopsis tenellus</i>	+	++	+	+	++			+
	日本毛虾 <i>Acetes japonicus</i>				+	++			
	锯齿长臂虾 <i>Palaemon serrifer</i>			+		+			
	巨指长臂虾 <i>Palaemon macrodactylus</i>	+	+	++		++			
	背尾白虾 <i>Palaemon carinicauda</i>	+				+			
	日本鼓虾 <i>Alpheus japonicus</i>	+	+			+			
	短脊鼓虾 <i>Alpheus brevirstatus</i>			+		+			
	刺螯鼓虾 <i>Alpheus hoplocheles</i>			+		+		+	
	安乐虾 <i>Eualus</i> sp.	+	+			+			
	日本美人虾 <i>Callinassa japonica</i>	++	+	+				+	+
	四齿大额蟹 <i>Metopograpsus quadridentatus</i>				+		+		
	方蟹幼体 Grapsidae und.		+		+		+		
	褶痕拟相手蟹 <i>Parasesarma plicata</i>	++	++	+		+	++	+	+
	双齿拟相手蟹 <i>Perisesarma bidens</i>		+	+		+	+	+	+
	中华泥毛蟹 <i>Clistocoeloma sinensis</i>		+				+		
	秀丽长方蟹 <i>Metaplex elegans</i>	++	++	++	+	++	++	++	++
	长足长方蟹 <i>Metaplex longipes</i>	+	++	+	+	++	+	+	+
	秉氏厚蟹 <i>Helice pingi</i>	++	+			+	+		+
	少疣长方蟹 <i>Metaplex takahashii</i>	+					+		
	六齿猴面蟹 <i>Camptandrium sexdentatum</i>	+	+					+	
	宁波泥蟹 <i>Ilyoplax ningpoensis</i>			+	+++	+++	+++	++	++
	弧边招潮 <i>Uca arcuata</i>	++	++	++	++	++	++	++	++
	屠氏招潮 <i>Uca dussumieri</i>		+				+		
刺胞动物	爱氏海葵 <i>Edwardsia</i> sp.		+						+
	中华仙影海葵 <i>Cereus sinensis</i>	+++	+++	+	++	+	+++	++	++
	乳头适风海葵 <i>Anemonactis nazelii</i>				+		+		
纽形动物	原细首纽虫 <i>Procephalathrix</i> sp.	+	+		+			+	+
	脑纽虫 <i>Cerebratulus</i> sp.	++	+	+	+	++	+	+	+
	脑纽虫 <i>Cerebratulus</i> sp.1		++	+	+	++	+	+	+
	脑纽虫 <i>Cerebratulus</i> sp.2		+	+	+	+	+	+	+
星虫动物	弓形革囊星虫 <i>Phascolosoma arcuatum</i>	++	++	++		++	++	+	+
脊索动物	犬牙细棘鲷虎鱼 <i>Acentrogobius caninus</i>				+			+	
	弹涂鱼 <i>Periophthalmus cantonensis</i>	+	+	+			+	+	+

+++ 个体数量达到总数量的 10%; ++ 达到总数量的 1–10%; + 不到总数量的 1%

• 研究报告 •

广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物的功能群

颜露露¹ 蔡立哲^{1,2*} 陈昕韡¹ 李国强¹ 李文君¹ 曾佳丽¹ 饶义勇¹¹ (厦门大学环境与生态学院, 福建厦门 361102)² (厦门大学滨海湿地生态系统教育部重点实验室, 福建厦门 361102)

摘要: 大型底栖动物根据食性可分为浮游生物食者(planktophagous, Pl)、植食者(phytophagous, Ph)、肉食者(carnivorous, C)、杂食者(omnivorous, O)和碎屑食者(detritivorous, D)五个功能群。本文根据2007–2008年度和2013–2014年度在茳芰(*Cyperus malaccensis*)、海桑(*Sonneratia caseolaris*)2种生境调查获得的各4个季度的大型底栖动物数据, 分析了广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物功能群的生境差异、季节变化和年际变化。2007–2008年度采集到26种大型底栖动物, 低于2013–2014年度的36种。无论是2007–2008年度还是2013–2014年度, 茳芰、海桑生境的大型底栖动物均以植食者的栖息密度和生物量最高, 碎屑食者的栖息密度和生物量最低。生境比较得出, 茳芰生境大型底栖动物浮游生物食者(Pl)的丰富度指数(d)、均匀度指数(J)和多样性指数(H')均高于海桑生境。年度比较得出, 在茳芰和海桑生境, 2013–2014年度浮游生物食者的丰富度指数、均匀度指数和多样性指数均高于2007–2008年度, 这是因为2013–2014年度采集到红树蚬(*Gelonia coaxans*)和彩虹明樱蛤(*Morerlla iridescens*)等, 而2007–2008年度没有采集到。

关键词: 大型底栖动物; 功能群; 生境; 潮间带; 十四涌

Functional groups of benthic macrofauna in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou

Lulu Yan¹, Lizhe Cai^{1,2*}, Xinwei Chen¹, Guoqiang Li¹, Wenjun Li¹, Jiali Zeng¹, Yiyong Rao¹¹ College of the Environment and Ecology, Xiamen University, Xiamen, Fujian 361102² Key Laboratory of the Ministry of Education for Coastal and Wetland Ecosystems, Xiamen University, Xiamen, Fujian 361102

Abstract: Benthic macrofauna were classified into 5 functional groups, i.e. planktophagous (Pl), phytophagous (Ph), carnivorous (C), omnivorous (O) and detritivorous (D). The biotope difference, seasonal and annual variations of functional group of benthic macrofauna in the intertidal zone of the 14th Yong of Nansha, Guangzhou were analyzed in this study according to the four seasonal data of benthic macrofauna collected in two biotopes (*Cyperus malaccensis* and *Sonneratia caseolaris*) in 2007–2008 and 2013–2014. A total of 26 species were recorded in 2007–2008, which was lower than 36 species in 2013–2014. Both in 2007–2008 and 2013–2014, phytophagous group showed the highest value while detritivorous group shared the lowest one in density and biomass. Habitat comparison showed that the abundance index (d), evenness index (J) and diversity index (H') of planktophagous group in *Cyperus malaccensis* habitat were all higher than those in *Sonneratia caseolaris* habitat. Annual comparison showed that the abundance index, evenness index and diversity index of planktophagous group in 2013–2014 were all higher than those in 2007–2008 both in *Cyperus malaccensis* and *Sonneratia caseolaris* habitats because the planktophagous such as *Gelonia coaxans* and *Morerlla iridescens* and so on were collected in 2013–2014 but they were not found in 2007–2008.

Key words: benthic macrofauna; functional group; habitat; intertidal zone; the 14th Yong

收稿日期: 2016-02-04; 接受日期: 2016-03-08

基金项目: 国家自然科学基金(41176089 和 41376113)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: cailizhe@xmu.edu.cn

功能群指具有共同功能特征或利用相同资源的类群(同源群), 应用在生态研究中可简化群落内物种之间的关系。功能群对环境变化的响应弱化了物种的个别作用, 比个体及种群的反应更重要、综合性更强(辛俊宏等, 2011)。潮间带生态系统由于处于海陆过渡地带, 海陆理化因子交替作用, 物质交换过程复杂多变, 其中潮间带的大型底栖动物由于其在食物网(链)中的重要作用, 一直倍受关注(葛宝明等, 2008)。

国内学者对潮间带大型底栖动物功能群的研究区域主要集中在浙江以北潮间带(袁兴中等, 2002; 朱晓君和陆健健, 2003, 李欢欢等, 2007; 魏德重等, 2012), 以及福建泉州湾罫埔潮间带(李想等, 2014)和深圳湾潮间带(蔡立哲, 2015)。在广州以南沿海, 仅有黄睿婧等(2010)和刘莎等(2010)分别报道了广州南沙十四涌、十九涌潮间带的大型底栖动物群落, 廖宝文等(2013)综述了广州南沙湿地大型底栖动物监测结果。但迄今为止, 在广州南沙湿地尚未见大型底栖动物功能群的报道。

本文拟探讨广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物功能群在不同生境、季节和年度的分布, 为潮间带大型底栖动物生态研究和广州南沙湿地保护提供基础资料。

1 研究区域概况

广州南沙十四涌潮间带地处广州市南沙区新

垦镇, 南濒珠江出海口伶仃洋。属亚热带海洋性季风气候, 潮汐为不正规半日潮, 海水盐度很低, 几乎接近淡水, 底质表层水的盐度范围在0–7 ppt。该地区气候温暖, 年均气温21.9℃, 最冷月平均气温13.3℃, 7月平均气温29℃(常弘等, 2007)。

2 研究方法

2.1 样品采集与处理

2007–2008年度大型底栖动物采用2007年2月和8月、2008年5月和11月(分别代表冬季、夏季、春季和秋季)在茳茳(*Cyperus malaccensis*)和海桑(*Sonneratia caseolaris*)2种生境的数据; 2013–2014年度大型底栖动物采用2013年7月和10月、2014年1月和4月(分别代表夏季、秋季、冬季和春季)在茳茳和海桑2种生境(图1)的数据。每种生境随机设置5个样方, 每个样方面积为25 cm × 25 cm, 采样深度20–30 cm, 所采泥样用0.5 mm孔径的筛网进行分选。大型底栖动物的采集、保存、鉴定和称重按《海洋监测规范》(GB17378-2007)和《海洋调查规范》(GB/T12763-2007)中的有关规定执行。

2.2 功能群的划分

依据大型底栖动物食性, 并参照袁兴中等(2002)、葛宝明等(2008), 将大型底栖动物划分为以下5个功能群:

(1)浮游生物食者(planktonphagous group, Pl): 依靠各种过滤器官滤取水体中微小的浮游生物, 包

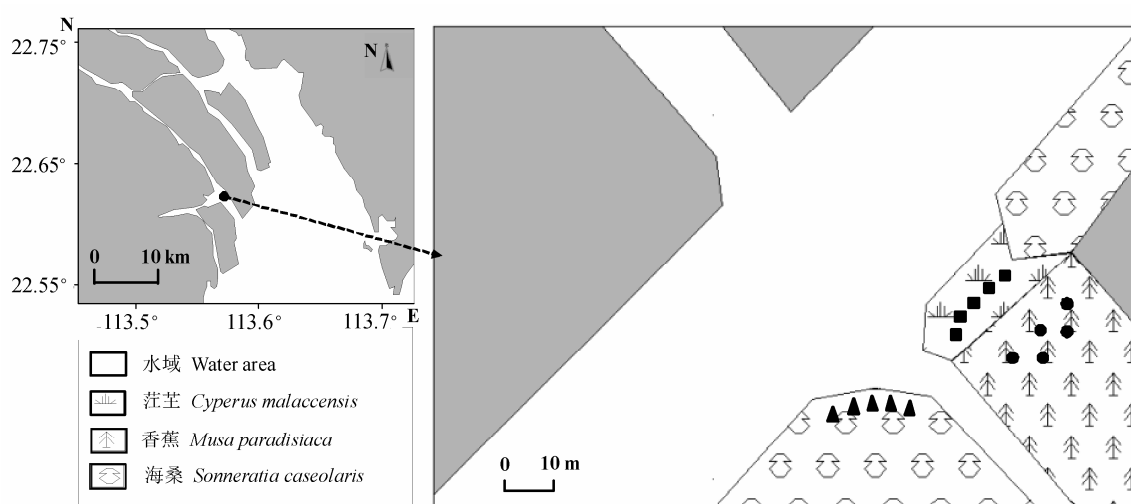


图1 广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物采样站位图

Fig. 1 Sampling sites of benthic macrofauna in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou

括藤壶、大部分双壳类和少数腹足类。

(2)肉食者(carnivorous group, C): 捕食小型动物和动物幼体, 如某些环节动物、十足类等。

(3)杂食者(omnivorous group, O): 依靠皮肤或鳃的表皮, 直接吸收溶解在水中的有机物, 也可取食植物腐叶和小型双壳类、甲壳类, 如某些腹足纲、双壳纲和蟹类等。

(4)碎屑食者(detritivorous group, D): 摄食底表的有机碎屑, 吞食沉积物, 在消化道内摄取其中的有机物质, 如某些线虫、双壳类等。

(5)植食者(phytophagous group, Ph): 主要以维管束植物和海藻为饵料, 如某些腹足纲、双壳纲和蟹类等。

2.3 数据分析

根据潮间带大型底栖动物群落的特点及取样数据, 采用以下公式进行各功能群多样性分析(马克平, 1994):

Margalef种类丰富度指数: $d = (S - 1) / \log_2 N$

Shannon-Wiener多样性指数: $H' = -\sum P_i \log_2 P_i$

Pielou均匀度指数 $J = H' / H_{\max}$

式中, S 为物种数, N 为个体数, P_i 为第 i 个物种出现的频率。

运用Primer 5.0软件计算各功能群的多样性指数, 并采用SPSS 15.0对数据进行无重复双因素方差分析。

3 结果

3.1 大型底栖动物功能群物种组成

2007–2008年度在两种生境共采集到大型底栖动物26种, 其中浮游生物食者(Pl)和植食者(Ph)各5种, 肉食者(C)6种, 杂食者(O)9种, 碎屑食者(D)1种, 杂食者(O)物种数最多, 碎屑食者(D)物种数最少(附录1)。茳茳和海桑生境除了碎屑食者(D)均为1种外, 其余4种食者均是茳茳生境多于海桑生境。从季节变化看, 四个季节均是肉食者(C)物种数最多, 碎屑食者(D)物种数最少(图2A)。

2013–2014年度在茳茳和海桑生境共采集到大型底栖动物36种, 其中浮游生物食者(Pl)10种, 植食者(Ph)5种, 肉食者(C)9种, 杂食者(O)7种, 碎屑食者(D)5种(附录1)。茳茳生境的浮游生物食者(Pl)和肉食者(C)多于海桑生境, 植食者(Ph)、杂食者(O)和碎屑食者(D)少于海桑生境。从季节变化看, 四个

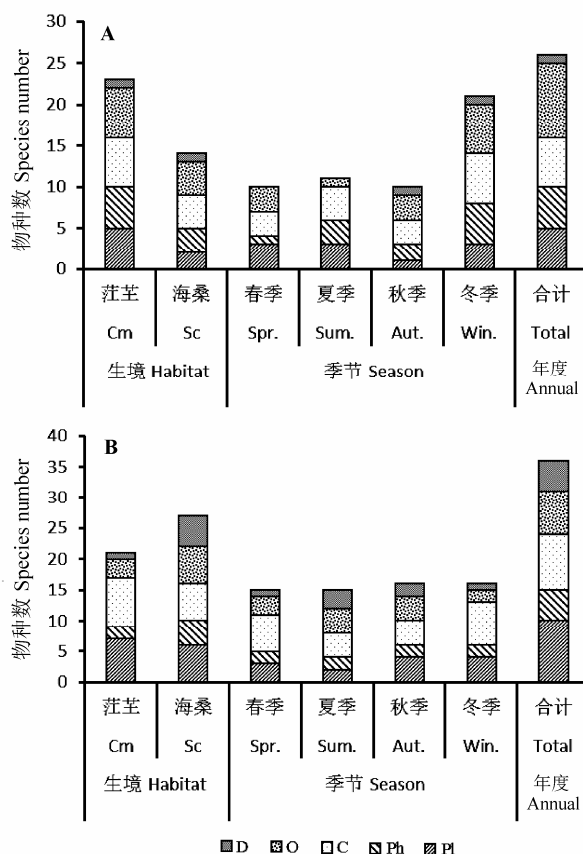


图2 2007–2008年度(A)和2013–2014年度(B)大型底栖动物功能群物种组成。Cm: *Cyperus malaccensis*; Sc: *Sonneratia caseolaris*; Pl: 浮游生物食者; Ph: 植食者; C: 肉食者; O: 杂食者; D: 碎屑食者。

Fig. 2 Species composition of benthic macrofauna functional groups in 2007–2008 (A) and 2013–2014 (B). Cm: *Cyperus malaccensis*; Sc: *Sonneratia caseolaris*; Pl: Planktonophagous; Ph: Phytophagous; C: Carnivorous; O: Omnivorous; D: Detritivorous.

季节均是肉食者(C)物种数最多, 碎屑食者(D)物种数最少(图2B)。

2007–2008年度采集到的大型底栖动物(26种)低于2013–2014年度(36种)。2个年度均是杂食者(O)物种数最多, 碎屑食者(D)物种数最少; 2个年度四个季节均是肉食者(C)物种数最多, 碎屑食者(D)物种数最少。

3.2 大型底栖动物功能群栖息密度组成

2007–2008年度大型底栖动物平均栖息密度为2,061.2 ind./m², 茳茳生境略高于海桑生境, 冬季明显高于其他季节。两种生境均是植食者(Ph)占优势, 分别占两种生境总栖息密度的54.45%和67.32%。碎屑食者(D)在两种生境中栖息密度很低,

在茳茳生境和海桑生境分别仅占总栖息密度的0.01%和0.09%。碎屑食者(D)在夏季和春季没有被采集到(图3A)。

2013–2014年度大型底栖动物平均栖息密度为1,527.2 ind./m², 茳茳生境明显低于海桑生境, 四个季节的大型底栖动物栖息密度差幅较小, 最大差幅仅为464.0 ind./m²。茳茳和海桑生境均以植食者(Ph)的栖息密度最高, 分别占两种生境总栖息密度的35.02%和32.05%。肉食者(C)在茳茳生境也占优势, 与植食者(Ph)的栖息密度一样, 占总栖息密度的35.02%。碎屑食者(D)在两种生境中栖息密度很低, 在茳茳和海桑生境分别占总栖息密度的1.15%和2.93%。杂食者(O)栖息密度在夏、秋季占优, 其分别占夏季总栖息密度的33.20%和秋季的35.26%。而在冬季和春季栖息密度占优势的是植食者(Ph), 其分别占总栖息密度的45.54%和29.41%。四个季度栖息密度最低的均为碎屑食者(D), 其平均栖息密度只有48.8 ind./m², 仅占总栖息密度的3.20%(图3B)。

2007–2008年度大型底栖动物栖息密度(2,061.6 ind./m²) 高于2013–2014年度(1,527.2 ind./m²)。2个年度均是植食者(Ph)的栖息密度最高, 分别占2个年度总栖息密度的51.69%和33.26%, 即2013–2014年度植食者(Ph)栖息密度优势降低; 2个年度均是碎屑食者(D)栖息密度最低, 分别占总栖息密度的0.39%和3.20%。

3.3 大型底栖动物功能群生物量组成

2007–2008年度大型底栖动物平均生物量为80.67 g/m², 茳茳生境略低于海桑生境, 冬季明显高于其他季节。茳茳和海桑生境均是植食者(Ph)占优势, 分别占总生物量的71.76%和72.81%。碎屑食者(D)在两种生境中生物量很低, 占总生物量的百分比均小于0.01%。碎屑食者(D)在夏季和春季没有被采集到(图4A)。

2013–2014年度大型底栖动物平均生物量为72.43 g/m², 茳茳生境略高于海桑生境, 四个季节的大型底栖动物生物量差幅较小, 最大差幅为26.61 g/m²。茳茳和海桑生境均以植食者(Ph)的生物量最高, 分别占总生物量的55.18%和63.48%。肉食者(C)生物量在茳茳生境占总生物量的33.68%。碎屑食者(D)在两种生境中生物量很低, 分别占总生物量的0.14%和0.46%。四个季节均以植食者(Ph)的生物量最高, 在春季、夏季、秋季和冬季分别占总生物量

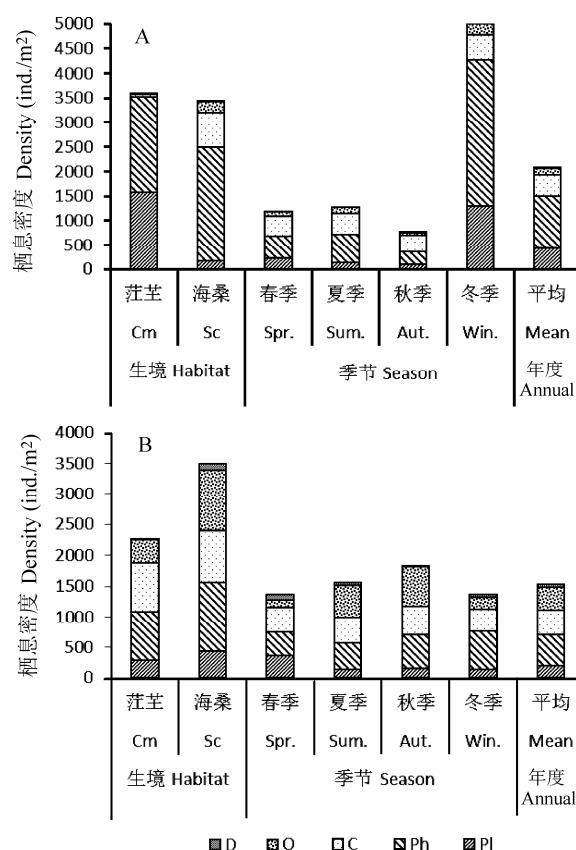


图3 2007–2008年度(A)和2013–2014年度(B)大型底栖动物功能群栖息密度组成。Cm: *Cyperus malaccensis*; Sc: *Sonneratia caseolaris*; Pl: 浮游生物食者; Ph: 植食者; C: 肉食者; O: 杂食者; D: 碎屑食者。

Fig. 3 Density composition of benthic macrofauna functional groups in 2007–2008 (A) and 2013–2014 (B). Cm: *Cyperus malaccensis*; Sc: *Sonneratia caseolaris*; Pl: Planktonphagous; Ph: Phytophagous; C: Carnivorous; O: Omnivorous; D: Detritivorous

的63.06%、55.90%、62.16%和59.40%。四个季度生物量最低的均为碎屑食者(D), 其平均生物量只有0.37 g/m², 仅占年度总生物量的0.51% (图4B)。

2007–2008年度大型底栖动物生物量(80.67 g/m²)高于2013–2014年度(72.43 g/m²), 差幅较小。2个年度均是植食者(Ph)的生物量最高, 分别占2个年度总生物量的72.31%和60.20%; 2个年度均是碎屑食者(D)生物量最低, 分别占2个年度总生物量的0.01%和0.51%。

3.4 大型底栖动物功能群多样性指数

在2007–2008年度, 广州南沙十四涌潮间带各功能群大型底栖动物Margalef种类丰富度指数(d)结果显示, 除了杂食者(O)外, 均是茳茳生境高于海桑

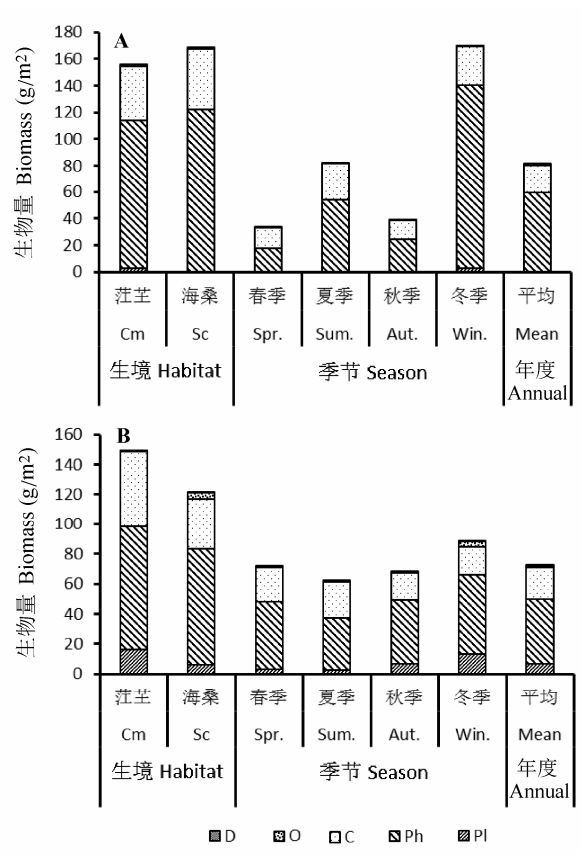


图4 2007–2008年度(A)和2013–2014年度(B)大型底栖动物功能群生物量组成。Cm: *Cyperus malaccensis*; Sc: *Sonneratia caseolaris*; Pl: 浮游生物食者; Ph: 植食者; C: 肉食者; O: 杂食者; D: 碎屑食者。
Fig. 4 Biomass composition of benthic macrofauna functional groups in 2007–2008 (A) and 2013–2014 (B). Cm: *Cyperus malaccensis*; Sc: *Sonneratia caseolaris*; Pl: Planktonphagous; Ph: Phytophagous; C: Carnivorous; O: Omnivorous; D: Detritivorous

生境。分季节来看, 冬季各功能群大型底栖动物的丰富度指数(d)高于其他季节, 其中冬季肉食者(C)最高, 达0.99。就全年来看, 丰富度指数(d)最高的是杂食者(0.99), 碎屑食者由于物种太少, 其丰富度指数值小于0.01(表1)。

各功能群大型底栖动物Pielou均匀度指数(J)结果显示, 茳茳生境均高于海桑生境, 其中茳茳生境中杂食者(Ph)最高(0.56), 海桑生境中植食者(Ph)最低(0.05)。分季节来看, 冬季各功能群大型底栖动物的均匀度指数(J)高于其他季节, 其中冬季杂食者(O)最高, 达0.69, 夏季植食者(Ph)最低, 只有0.05。就全年来看, 均匀度指数(J)最高的为杂食者(0.44), 最低为浮游生物食者(0.13)(表1)。

生境和季节 Habitats and seasons		浮游生物食者(Pl)			植食者(Ph)			肉食者(C)			杂食者(O)			碎屑食者(D)		
		d	J	H'	d	J	H'	d	J	H'	d	J	H'	d	J	H'
2007–2008年度	茳茳	0.16	0.14	0.10	0.62	0.22	0.50	0.87	0.55	1.42	0.56	0.56	1.12	0.00	–	0.00
	海桑	0.00	–	0.00	0.50	0.05	0.10	0.55	0.28	0.56	0.36	0.36	0.83	–	–	0.00
	夏季	0.00	–	0.00	0.19	0.05	0.05	0.82	0.41	0.95	0.36	0.36	0.36	–	–	0.00
	秋季	0.00	–	0.00	0.23	0.10	0.10	0.43	0.38	0.60	0.39	0.39	0.39	0.00	–	0.00
	冬季	0.17	0.17	0.12	0.62	0.20	0.47	0.99	0.57	1.47	0.69	0.69	1.56	0.00	–	0.00
	春季	0.00	–	0.00	0.20	0.06	0.06	0.41	0.52	0.82	–	–	0.00	–	–	0.00
	全年	0.16	0.13	0.09	0.72	0.14	0.37	0.80	0.43	1.12	0.44	0.44	1.14	0.00	–	0.00
	茳茳	1.34	0.57	1.61	0.18	0.04	0.04	1.63	0.50	1.67	0.26	0.26	0.52	0.00	–	0.00
	海桑	1.01	0.29	0.75	0.51	0.04	0.08	0.90	0.61	1.59	0.70	0.70	1.81	1.15	0.55	1.29
	夏季	0.81	0.46	0.92	1.01	0.30	0.78	0.41	0.77	1.22	0.68	0.68	1.36	1.92	0.97	2.25
2013–2014年度	茳茳	0.79	0.86	1.72	0.19	0.05	0.05	0.81	0.45	1.05	0.86	0.86	1.36	0.72	0.81	0.81
	海桑	1.33	0.69	1.78	0.57	0.25	0.49	1.26	0.77	2.17	0.73	0.73	1.46	0.39	0.39	0.39
	夏季	0.44	0.26	0.42	0.21	0.07	0.07	1.04	0.72	1.85	0.27	0.27	0.55	0.30	0.91	0.91
	秋季	1.83	0.40	1.40	1.08	0.14	0.42	1.60	0.52	1.78	0.61	0.61	1.71	1.51	0.58	1.62
	冬季	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	春季	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	全年	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	茳茳	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	海桑	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	夏季	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

表1 广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物各功能群的Margalef丰富度指数(d)、Pielou均匀度指数(J)和Shannon-Wiener多样性指数(H')
Table 1 Abundance index (d), evenness index (J) and diversity index (H') of benthic macrofauna functional groups in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou

各功能群大型底栖动物Shannon-Wiener多样性指数(H')结果显示, 茳茳生境均高于海桑生境, 其中茳茳生境中肉食者(C)的Shannon-Wiener多样性指数(H')最高(1.42), 海桑生境中碎屑食者(D)最低, 小于0.01。分季节来看, 冬季各功能群大型底栖动物的Shannon-Wiener多样性指数(H')高于其他季节, 其中冬季杂食者(O)的多样性指数(H')最高(1.56), 秋季碎屑食者(D)最低, 小于0.01。从2007–2008年度看, Shannon-Wiener多样性指数(H')最高为杂食者(C)(1.14), 最低为碎屑食者(D), 小于0.01 (表1)。

在2013–2014年度, 广州南沙十四涌潮间带各功能群大型底栖动物Margalef种类丰富度指数(d)结果显示, 茳茳生境肉食者(C)的丰富度指数(d)最高(1.63), 植食者(Ph)最低(0.18)。分季节来看, 冬季各功能群大型底栖动物的丰富度指数(d)一般要高于其他季节, 夏季碎屑食者(D)的丰富度指数(d)最高(1.92), 秋季植食者(Ph)最低(0.19)。就全年来看, 丰富度指数(d)最高的是浮游生物食者(1.83), 最低为杂食者(0.98)(表1)。

各功能群大型底栖动物Pielou均匀度指数(J)结果显示, 海桑生境杂食者(O)的均匀度指数(J)最高(0.70), 茳茳和海桑生境中植食者(Ph)最低(0.04)。分季节来看, 冬季各功能群大型底栖动物的均匀度指数(J)一般要高于其他季节, 夏季碎屑食者(D)的均匀度指数(J)最高(0.97), 秋季植食者(Ph)最低(0.05), 这与丰富度指数(d)结果保持一致。就全年来看, 均匀度指数(J)最高为杂食者(0.61), 最低为植食者(0.14)(表1)。

各功能群大型底栖动物Shannon-Wiener多样性指数(H')结果显示, 海桑生境杂食者(O)的多样性指数最高(1.81), 茳茳生境中植食者最低(0.04), 结果与均匀度指数(J)相同。分季节来看, 冬季各功能群大型底栖动物的多样性指数(H')一般要高于其他季节, 夏季碎屑食者(D)的多样性指数(H')最高(2.25), 秋季植食者(Ph)最低(0.05), 该结果亦与丰富度指数(d)、均匀度指数(J)保持一致。就全年来看, 多样性指数(H')最高为肉食者(C)(1.78), 最低为植食者(Ph)(0.42) (表1)。

4 讨论

4.1 环境因子对群落结构和功能群组成的影响

大型底栖动物群落组成和分布主要取决于自

然环境的性质, 如环境污染、水动力条件、盐度、温度等(丛建国, 1998; 周时强等, 2001)。2013–2014年度与2007–2008年度分别采集到大型底栖动物36种和26种, 与朱晓君和陆健健(2003)在长江口九段沙潮间带获取的大型底栖动物种类数相当(38种), 但与辛俊宏等(2011)研究的胶州湾西北部潮滩湿地(71种)、廖一波等(2013)调查的浙江西门岛(78种)相差较大。这可能与广州南沙十四涌潮间带海水盐度低有直接的关系。采样时测得2013年7月、10月和2014年4月的平均海水盐度只有0.4, 而且均采集到溪沙蚕(*Namalycastis abiuma*)、羽须鳃沙蚕(*Dendronereis pinnaticirrus*)等低盐种以及一些淡水种如扁卷螺(*Gyraulus* sp.)、河蚬(*Corbicula fluminea*), 而辛俊宏等(2011)、李少文等(2013)、廖一波等(2013)调查的区域海水盐度要高。

其次, 沉积物差异会在一定程度上影响大型底栖动物物种多样性和功能群组成。从本文的研究结果来看, 主要表现为: (1)底质的不同导致群落的物种组成和优势种存在很大偏差。柔软底质的茳茳和海桑生境以宽身闭口蟹和腺带刺沙蚕为优势种, 而硬底质不适合爬行多毛类的生存, 其优势种是沼蚓和腹足类。(2)不同类型的沉积物为大型底栖动物提供不同的食物类型, 从而影响功能群的组成。

人为干扰对大型底栖动物群落结构也有一定的影响。广州南沙十四涌潮间带位于洪奇沥水道下游, 往来船只较多, 水面经常漂浮一层油膜, 对沿岸植被和土壤造成污染, 这些人类活动导致的环境污染, 使得2种生境中均有不少适应于高有机质环境的种类(如小头虫、寡毛类)的分布。因此, 水体盐度、沉积物特性和人为干扰等多种因素共同作用影响着广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物的群落结构和功能群组成。

4.2 不同生境类型导致功能群的差异

在广州南沙十四涌潮间带两种生境中植食者的栖息密度和生物量基本处于最高水平, 这一结果与泉州湾埭埔潮间带(李想等, 2014)的结果一致, 这主要是由于广州南沙十四涌茳茳和海桑这两种生境位于潮间带的中潮区, 且底质为泥沙。而在胶州湾、莱州湾和浙江西门岛这些区域植食者的栖息密度和生物量很低甚至没有, 原因主要是这些区域底质多为软泥, 缺乏藻类生长所需的岩石岸和砾石滩等硬相底质, 导致植食者功能群因为缺少食物而无

法生存。

底栖动物功能群多样性是对环境梯度和生境质量的综合反映(Engle & Summers, 1999)。植被的类型、覆盖度将直接影响营养源的分布和食物结构,从而进一步影响底栖动物功能群的分布(Douglas & Mitsch, 2003),这在本文中得到充分反映。结果显示茳茳生境中植食者的丰富度指数(d)、均匀度指数(J)、多样性指数(H')均较低。这是由于取样地茳茳平均高0.6–1.0 m, 植被郁闭度不高,而且其生长在海堤以及海堤前的光滩上,受潮汐影响极大。而海桑林内密具气生根,能为大型底栖动物提供更多栖息的场所。在2013–2014年度,虽然植食者在茳茳生境中有5种,但个别物种栖息密度和生物量极高,这导致了植食者的丰富度指数(d)、均匀度指数(J)、多样性指数(H')低于浮游生物食者、肉食者和杂食者功能群。

此外,通过对年际间两种共同生境(茳茳和海桑)的大型底栖动物的功能群结构进行分析后发现,2013–2014年度的各功能群的物种多样性要高于2007–2008年度,但是唯独植食者(Ph)在栖息密度和生物量方面出现较大幅度的下降。黄丽等(2013)研究发现老林的大型底栖动物的种类丰度和物种多样性最高,并不与红树林的发育呈负相关。广州南沙十四涌茳茳和海桑林规模较小而且会受到洪奇沥水道潮汐的影响,这可能是导致这两种生境中大型底栖动物各功能群的物种多样性出现增加的主要原因。同时由于采样点位于洪奇沥水道的下游,近年来油污和河道淤积等生态环境问题越来越严重,藻类无法在这样的环境下生存,导致一些植食者(Ph)特别是腹足类无法获得足够食物而数量急剧下降。

4.3 不同功能群研究方法的比较

在海洋生态系统中,研究大型底栖动物功能多样性的方法一般分为三种:相对类群分析法、营养群分析法和生物特征法(BTA),其中前两种为已得到普遍应用的传统方法。相对类群分析法是将各站位大型底栖动物的相对生物量进行测定,然后依据相对生物量的差异性运用主成分分析法进行线性分类,此方法依据的是大型底栖动物生物量的差异而非形态学上的不同,从而大大减少了工作量。营养群分析法是依据研究海域内大型底栖动物的营养摄食方式的差别将其划分为沉积食者、滤食者、

食碎屑者和肉食者,然后运用主成分分析法将各站位营养群类型进行线性分类。该方法经袁兴中等(2002)、朱晓君和陆健健(2003)的改进和发展而成为国内研究海洋底栖动物功能群的一种普遍方法。生物特征法在2003年被Bremner等人首次应用于海洋底栖生态系统中,而且与相对类群分析法和营养群分析法做了详细的比较,然后又经改进(Bremner et al, 2006; Paganelli et al, 2012)而更加完善。该方法选择大型底栖动物在生活史、形态学和习性方面的多项生物特征,在之下又分为次一级的类别,然后根据各个物种的差异而赋予相应的值,最终运用模糊一致性分析法(fuzzy correspondence analysis, FCA)和协同惯性分析(coinertia analysis, CoI)等特征分析方法对底栖动物群落功能多样性进行分析。

生物特征法有诸多优势:(1)它采用了多元分类方法来描述生物特征模型,由Bremner等(2003)最初所采用的9种到后来的13种再到Paganelli等(2012)的11种。(2)它在进行底栖动物群落功能多样性分析时不仅将物种的相对生物量纳入其中,还包括它们的生态学特征信息。(3)它使用的模糊一致性分析和协同惯性分析方法较之主成分分析法更能直观地反映功能类群组成及其差异性。但生物特征法的漏洞和缺陷也不可忽视。首先,底栖动物生物特征尚缺乏一个完整的数据库能包含所有的物种,要建立这样一个数据库需要耗费大量的时间和资源,再加上底栖动物种类信息又在不断地变化,更给数据库的更新和完善带来巨大的工作量。其次,被用于评价底栖动物群落功能多样性的生物特征数还未完全确定,如果所选择的生物特征数太多需要耗费大量的资源和时间,太少将难以完整地描述底栖动物类群的功能差异性,甚至有可能产生误导性的结果。最后,已有的研究仅限于北欧国家和地中海地区的潮下带区域(Bremner et al, 2006; Paganelli et al, 2012; Van der Linde et al, 2012),但这种方法能不能用于本研究所的潮间带区域尚未可知。

相比于生物特征法,本研究所采用的由营养群分析法所发展而来的功能群方法则要成熟得多而且在操作上更简便,而且国内已有多位研究者将功能群方法广泛应用于各河口和潮间带区域。基于以上各方面考虑,本研究采用更适合的功能群方法来进行研究。

参考文献

- Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ (2003) Assessing functional diversity in marine benthic systems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*, 254, 11–25.
- Bremner J, Rogers SI, Frid CLJ (2006) Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators*, 6, 609–622.
- Cai LZ (2015) Zoobenthic Ecology in Shenzhen Bay. Xiamen University Press, Xiamen. (in Chinese) [蔡立哲 (2015) 深圳湾底栖动物生态学. 厦门大学出版社, 厦门.]
- Chang H, Chen RX, Su J, Xiao JJ, Liao BW, Zhang GP (2007) Habitat and bird diversities of mangroves in Xinken, Guangzhou City. *Sichuan Journal of Zoology*, 26, 561–565. (in Chinese with English abstract) [常弘, 陈仁先, 粟娟, 肖嘉杰, 廖宝文, 张国萍 (2007) 广州新垦红树林湿地鸟类多样性与生境分析. *四川动物*, 26, 561–565.]
- Cong JG (1998) The common invertebrate community and its diversity in the beach of intertidal zone, Yantai. *Acta Ecologica Sinica*, 18, 56–62. (in Chinese with English abstract) [丛建国 (1998) 烟台潮间带底栖无脊椎动物群落和多样性研究. *生态学报*, 18, 56–62.]
- Douglas JS, Mitsch WJ (2003) A model of macroinvertebrate trophic structure and oxygen demand in freshwater wetlands. *Ecological Modelling*, 161, 183–194.
- Engle VD, Summers JK (1999) Latitudinal gradients in benthic community composition in western Atlantic estuaries. *Journal of Biogeography*, 26, 1007–1023.
- Ge BM, Bao YX, Cheng HY, Li HH, Hu ZY (2008) The trophic functional groups and trophic levels of the macrobenthic community at the east tidal flat of Lingkun Island. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 4796–4804. (in Chinese with English abstract) [葛宝明, 鲍毅新, 程宏毅, 李欢欢, 胡知渊 (2008) 灵昆岛东滩潮间带大型底栖动物功能群及营养等级构成. *生态学报*, 28, 4796–4804.]
- Huang L, Chen SB, Qiu JB, Ding WY, Zheng CF, Wu JG, Zhou ZM, Wang N (2013) Influences of artificial *Kandelia obovata* mangrove forest rehabilitation on the macrobenthos in Ximen Island. *Acta Ecologica Sinica*, 33, 3138–3147. (in Chinese with English abstract) [黄丽, 陈少波, 仇建标, 丁文勇, 郑春芳, 伍锦姑, 周志明, 王宁 (2013) 西門島人工秋茄林恢复对大型底栖生物的影响. *生态学报*, 33, 3138–3147.]
- Huang RJ, Cai LZ, Ye JQ, Zhou XP, Liu S, Xu P, Peng X, Cao J (2010) Macrofaunal community at three habitats in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou. *Chinese Journal of Ecology*, 29, 1187–1192. (in Chinese with English abstract) [黄睿婧, 蔡立哲, 叶洁琼, 周细平, 刘莎, 许鹏, 彭欣, 曹婧 (2010) 广州南沙十四涌潮间带三种生境的大型底栖动物群落比较. *生态学杂志*, 29, 1187–1192.]
- Li HH, Bao YX, Hu ZY, Ge BM (2007) Seasonal dynamics of macrobenthic functional groups and trophic levels in the bridge construction zone at the South Bank of Hangzhou Bay, China. *Acta Zoologica Sinica*, 53, 1011–1023. (in Chinese with English abstract) [李欢欢, 鲍毅新, 胡知渊, 葛宝明 (2007) 杭州湾南岸大桥建设区域潮间带大型底栖动物功能群及营养等级的季节动态. *动物学报*, 53, 1011–1023.]
- Li SW, Liu YJ, Li F, Zhang Y, Xu ZF, Lü ZB, Wang TT, Zhang AB (2013) Macrobenthic functional groups in Laizhou Bay, East China. *Chinese Journal of Ecology*, 32, 380–388. (in Chinese with English abstract) [李少文, 刘元进, 李凡, 张莹, 徐宗法, 吕振波, 王田田, 张爱波 (2013) 莱州湾大型底栖动物功能群现状. *生态学杂志*, 32, 380–388.]
- Li X, Cai LZ, Zhuo Y, Guo T, Rao YY, Yan LL, Fu SJ, Chen XW (2014) Functional groups of macrofauna in Xunpu intertidal zone, Quanzhou Bay. *Marine Science Bulletin*, 33, 497–504. (in Chinese with English abstract) [李想, 蔡立哲, 卓异, 郭涛, 饶义勇, 颜露露, 傅素晶, 陈昕韡 (2014) 泉州湾埭埔潮间带大型底栖动物功能群研究. *海洋通报*, 33, 497–504.]
- Liao BW, Wu M, Su J, Guan W, Li M, Chen YJ (2013) Environment and Biodiversity of Nansha Wetland. Guangdong Science and Technology Press, Guangzhou. (in Chinese) [廖宝文, 吴敏, 粟娟, 管伟, 李玫, 陈玉军 (2013) 南沙湿地环境与生物多样性. 广东科技出版社, 广州.]
- Liao YB, Shou L, Zeng JN, Gao AG, Tang YB, Yan XJ, Chen QZ (2013) Functional groups of marine macrobenthos in relation to environmental factors around the Ximen Island National Marine Special Reserve, Zhejiang. *Biodiversity Science*, 21, 3–10. (in Chinese with English abstract) [廖一波, 寿鹿, 曾江宁, 高爱根, 汤雁滨, 严小军, 陈全震 (2013) 浙江西門島海洋特別保护区大型底栖动物功能群特征及其与环境的關係. *生物多样性*, 21, 3–10.]
- Liu S, Cai LZ, Xu P, Peng X, Cao J, Fu SJ (2011) Macrofaunal community at three botanic habitats in the 19th Yong of Nansha, Guangzhou. *Journal of Quanzhou Normal University*, 29(2), 1–7. (in Chinese with English abstract) [刘莎, 蔡立哲, 许鹏, 彭欣, 曹婧, 傅素晶 (2011) 广州南沙十九涌三种植物生境的大型底栖动物群落. *泉州师范学院学报*, 29(2), 1–7.]
- Ma KP (1994) The measurement of community diversity. In: *Principles and Methodologies of Biodiversity Studies* (eds Qian YQ, Ma KP), pp. 141–165. Chinese Science and Technology Press, Beijing. (in Chinese) [马克平 (1994) 生物群落多样性的测度方法. 见: 生物多样性研究的原理与方法 (钱迎倩, 马克平主编), 141–165. 中国科学技术出版社, 北京.]
- Paganelli D, Marchini A, Occhipinti-Ambrogi A (2012) Functional structure of marine benthic assemblages using Biological Traits Analysis (BTA): a study along the Emilia-Romagna coastline (Italy, North-West Adriatic Sea). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 96, 245–256.
- Van der Linde P, Patricio J, Marchini A, Cid N, Neto JM,

- Marques JC (2012) A biological trait approach to assess the functional composition of subtidal benthic communities in an estuarine ecosystem. *Ecological Indicators*, 20, 121–133.
- Wei DZ, Xiang CY, Bao YX, Li LF, Zhang SS (2012) Effect of mangrove planting on macrobenthic community structure and functional group. *Journal of Zhejiang Normal University*, 35, 195–202. (in Chinese with English abstract) [魏德重, 项长友, 鲍毅新, 李良峰, 章书声 (2012) 红树林种植对大型底栖动物群落结构及功能群的影响. *浙江师范大学学报*, 35, 195–202.]
- Xin JH, Ren YP, Xu BD, Zhang CL, Xue Y, Ji YP (2011) Macrozoobenthos functional groups in intertidal flat of northwest Jiaozhou Bay. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 22, 1885–1892. (in Chinese with English abstract) [辛俊宏, 任一平, 徐宾铎, 张崇良, 薛莹, 纪毓鹏 (2011) 胶州湾西北部潮滩湿地大型底栖动物功能群. *应用生态学报*, 22, 1885–1892.]
- Yuan XZ, Lu JJ, Liu H (2002) Distribution pattern and variation in the functional groups of zoobenthos in the Changjiang Estuary. *Acta Ecologica Sinica*, 22, 2054–2062. (in Chinese with English abstract) [袁兴中, 陆健健, 刘红 (2002) 长江口底栖动物功能群分布格局及其变化. *生态学报*, 22, 2054–2062.]
- Zhou SQ, Guo F, Wu LS, Li RG (2001) Benthic community ecology in the island intertidal zone of Fujian. *Acta Oceanologica Sinica*, 23, 104–109. (in Chinese with English abstract) [周时强, 郭丰, 吴荔生, 李荣冠 (2001) 福建海岛潮间带底栖生物群落生态的研究. *海洋学报*, 23, 104–109.]
- Zhu XJ, Lu JJ (2003) Functional groups of zoobenthos in the intertidal zone of Jiuduansha, the Yangtze River Estuary. *Zoological Research*, 24, 355–361. (in Chinese with English abstract) [朱晓君, 陆健健 (2003) 长江口九段沙潮间带底栖动物的功能群. *动物学研究*, 24, 355–361.]

(责任编辑: 李新正 责任编辑: 闫文杰)

附录1 广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物功能群

Appendix 1 Functional groups of benthic macrofauna in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou
<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015270-1.pdf>

颜露露, 蔡立哲, 陈昕韡, 李国强, 李文君, 曾佳丽, 饶义勇. 广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物的功能群. 生物多样性, 2016, **24** (7): 802–810.
http://www.biodiversity-science.net/CN/10.17520/biods.2015270

附录1 广州南沙十四涌潮间带大型底栖动物功能群
Appendix 1 Functional groups of benthic macrofauna in the 14th Yong intertidal zone of Nansha, Guangzhou

类群	中文名	功能群	2007–2008年	2013–2014年
刺胞动物	纵条矶海葵 <i>Haliplanella luciae</i>	O		+
纽形动物	脑纽虫 <i>Cerebratulus</i> sp.	C	+	+
	东方原细首纽虫 <i>Cephalothrix orientalis</i>	C		+
多毛类	小头虫 <i>Capitella capitata</i>	D		+
	刚鳃虫 <i>Chaetozone setosa</i>	D		+
	羽须鳃沙蚕 <i>Dendronereis pinnaticirrus</i>	C		+
	三角洲双须虫 <i>Eteone delta</i>	C	+	
	加州中蚓虫 <i>Mediomastus californiensis</i>	D	+	
	溪沙蚕 <i>Namalycastis abiuma</i>	C	+	+
	腺带刺沙蚕 <i>Neanthes glandicincta</i>	C		+
	寡鳃齿吻沙蚕 <i>Nephtys oligobranchia</i>	C	+	+
	背蚓虫 <i>Notomastus latericeus</i>	D		+
	拟特须虫 <i>Paralacydonia paradoxa</i>	C		+
	难定才女虫 <i>Polydora pilikia</i>	C	+	+
	刺缨虫 <i>Potamilla</i> sp.	Pl	+	+
	稚齿虫 <i>Prionospio</i> sp.	O	+	
	尖锥虫 <i>Scoloplos</i> sp.	D		+
	独毛虫 <i>Tharyx</i> sp.	D		+
	疣吻沙蚕 <i>Tylorrhynchus heterochaetus</i>	C	+	+
寡毛类	沼蚓 <i>Limnodriloides</i> sp.	O	+	+
腹足类	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicula</i>	Ph	+	
	扁卷螺 <i>Gyraulus</i> sp.	Ph		+
	斜肋齿蟪 <i>Sermyla riqueti</i>	Ph	+	
	光滑狭口螺 <i>Stenothyra glabar</i>	Ph	+	
双壳类	河蚬 <i>Corbicula fluminea</i>	Pl	+	+
	小刀蛭 <i>Cultellus attenuatus</i>	Pl	+	+
	尖刀蛭 <i>Cultellus scalprum</i>			+
	红树蚬 <i>Gelonia coaxans</i>	Pl		+
	丽文蛤 <i>Meretrix lusoria</i>	Pl	+	
	彩虹明樱蛤 <i>Moerella iridescens</i>	Pl		+
	凸壳肌蛤 <i>Musculus senhousia</i>	Pl		+
	光滑河蓝蛤 <i>Potamocorbula laevis</i>	Pl		+
	缢蛭 <i>Sinonovacula constricta</i>	Pl		+
甲壳类	沙钩虾 <i>Byblis</i> sp.	O	+	
	无齿螳臂相手蟹 <i>Chiromantes dehaani</i>	Ph		+
	近似拟棒鞭水虱 <i>Cleantiella isopus</i>	O	+	+
	宽身闭口蟹 <i>Cleistostoma dilatatum</i>	Ph		+
	蜾蠃蜚 <i>Corophium</i> sp.	Pl	+	+
	长足圆方蟹 <i>Cyclograpsus longipes</i>	Ph		+
	平掌拟钩虾 <i>Gammaropsis laevipalmata</i>	O	+	+
	泥蟹 <i>Ilyoplax</i> sp.	Ph	+	
	海蟑螂 <i>Ligia oceanica</i>	O		+
	太平大眼蟹 <i>Macrophthalmus pacificus</i>	Ph	+	
	四齿大额蟹 <i>Metopograpsus quadridentatus</i>	O	+	
	字纹弓蟹 <i>Varuna litterata</i>	Pl		+
昆虫类	致倦库蚊 <i>Culex fatigans</i>	O	+	
	摇蚊幼虫 <i>Chironomus</i> spp.	O	+	+
底栖鱼类	弹涂鱼 <i>Periophthalmus cantonensis</i>	O	+	+

Pl: 浮游生物食者; Ph: 植食者; C: 肉食者; O: 杂食者; D: 碎屑食者。“+”表示在该年度发现此动物。

• 研究报告 •

长江口邻近海域丰水季大型底栖动物群落特征

徐 勇^{1,2,3} 李新正^{1,3*} 王洪法^{1,3} 张宝琳^{1,3} 帅莲梅¹

1 (中国科学院海洋研究所, 山东青岛 266071)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

3 (青岛海洋科学与技术国家实验室海洋生物学与生物技术功能实验室, 山东青岛 266000)

摘要: 为了研究长江口丰水季邻近海域大型底栖动物群落特征, 我们根据2012年6、8和10月长江口邻近海域大型底栖动物的调查资料, 应用双因素方差分析(Two-Way ANOVA)、聚类分析(Cluster)、非参数多维标度排序(Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS)以及丰度生物量比较曲线(Abundance-Biomass Comparison Curves, ABC Curves)对数据资料进行分析。本研究共记录大型底栖动物181种, 其中多毛类动物82种, 甲壳动物46种, 软体动物31种, 棘皮动物11种, 其他类群11种。大型底栖动物丰度、生物量、种类丰富度和多样性指数月份间差异和空间差异均不显著。均匀度指数月份间差异不显著, 而空间上远海显著高于近海。6、8和10月大型底栖动物在20%的相似性水平上划分为3–4个群聚, 不同站位相似性水平较低。ABC曲线表明远海大型底栖动物群落受扰动的程度小于近海。受人类活动的持续影响, 长江口邻近海域大型底栖动物种类变化剧烈, 空间分布不均匀。

关键词: 大型底栖生物; 多样性; 群聚结构; 优势种; 长江口

Characteristics of a macrozoobenthic community in the sea adjacent to the Yangtze River estuary during the wet season

Yong Xu^{1,2,3}, Xinzheng Li^{1,3*}, Hongfa Wang^{1,3}, Baolin Zhang^{1,3}, Lianmei Shuai¹

1 Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

3 Laboratory for Marine Biology and Biotechnology, Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao, Shandong 266000

Abstract: To explore the characteristics of a macrozoobenthic community in the sea adjacent to the Yangtze River estuary during the wet season, macrozoobenthic samples were collected during June, August, and October, 2012, and data were analyzed using statistical methods including Two-Way ANOVA, Cluster analysis, Non-metric Multidimensional Scaling (NMDS), and Abundance-Biomass Comparison Curves (ABC Curves). A total of 181 macrozoobenthic species were recorded, with 82 species of Polychaeta, 46 Crustacea, 31 Mollusca, 11 Echinodermata and 11 species belonging to other groups. The abundance, biomass, Margalef's richness index (d), Shannon-Wiener index (H'), and Pielou index (J') did not show any significant temporal or spatial differences except that J' in the offshore area was significantly higher than that found in the inshore area. Three to four macrozoobenthic assemblages were identified using the 20% similarity level and a low similarity level among stations was also observed. ABC curves revealed that the macrozoobenthic community in the offshore area was less disturbed than that in the inshore area. As a result of the continuous impact of anthropogenic activities, the macrozoobenthic community was severely disturbed and unevenly distributed in the sea adjacent to the Yangtze River estuary.

Key words: macrobenthos; diversity; assemblage; dominant species; Yangtze River estuary

长江口是我国最大的河口, 位于黄海和东海交界处。受长江冲淡水、苏北沿岸流、台湾暖流等的

影响, 长江口邻近海域的生态环境复杂多变。长江口同时是许多生物的产卵场、育幼场以及索饵洄游

收稿日期: 2016-02-04; 接受日期: 2016-04-20

基金项目: 中科院先导科技专项(A)“黑潮及其变异对中国近海生态系统的影响”(XDA11020303)和海洋公益性行业科研专项(201505004-1)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lixzh@qdio.ac.cn

场所,其营养盐含量高,水质肥沃,初级生产力高,饵料资源丰富,许多生物在此完成部分或者全部生活史(李建生等, 2004)。大型底栖生物是河口生态系统中的重要组成类群,由于其生命周期较长,容易受到环境影响,某些种类可作为环境污染的指示种(卢敬让等, 1990)。因此可以根据大型底栖生物的群落变化特征来判断其生存环境的动态变化(李宝泉等, 2007)。

本世纪以来长江口及其邻近海域大型底栖动物的群落动态已被多次报道(吴耀泉和李新正, 2003; 李宝泉等, 2007; 孙亚伟等, 2007; 吴耀泉, 2007; 刘录三等, 2008; Shou et al, 2013), 但2010年以后的调查资料却很少见。本文根据2012年6、8和10月长江口邻近海域大型底栖动物的调查资料,分析底栖动物群落的月份间和空间变化,并与历史资料进行对比,以为长江口生态环境保护提供资料积累。

1 材料与方法

1.1 调查方法

在长江口邻近海域122.37°–124.5° E、30°–32° N范围内共设置17个站位(图1), 于2012年6月(13个站位)、8月(12个站位)和10月(14个站位)进行大型底栖动物定点调查。每站使用0.1 m²的箱式采泥器成功取样2次, 样品使用底层0.5 mm网目的套筛冲洗, 75%酒精保存。在实验室中进行种类鉴定、计数和称重。

1.2 数据处理

大型底栖动物优势度 $Y = (n_i / N) \times f_i$, 式中, n_i 为第*i*种的个体数; N 为所有种类的总个体数; f_i 为第*i*种出现的站位数占总调查站位数的比率; Y 为大型底栖动物优势度, 将 $Y > 0.02$ 的物种定为群落优势种(徐兆礼和陈亚瞿, 1989)。

使用Margalef种类丰富度指数(d)、Shannon-Wiener多样性指数(H')和Pielou均匀度指数(J')表征大型底栖动物群落多样性。采用PRIMER软件中的DIVERSE程序计算这3项指标, 其中Shannon-Wiener多样性指数(H')选用log₂表示。

采用双因素方差分析(Two-Way ANOVA)来判断各生物指标的月份间差异(6、8和10月)和空间差异(123° E及以西为近海, 以东为远海)的显著性。其中, 生物量经过ln($X + 1$)转化, 以满足正态性和方

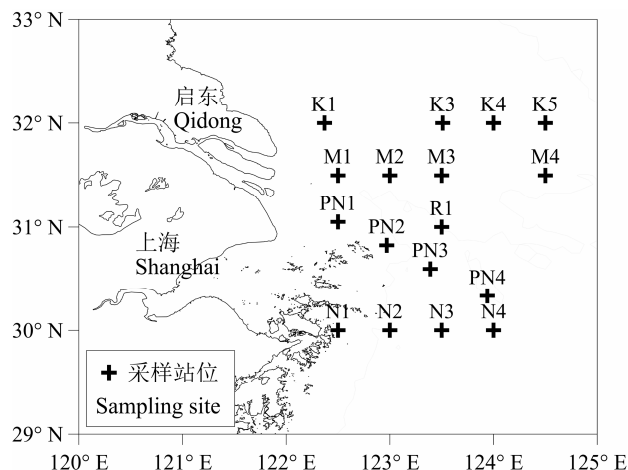


图1 长江口邻近海域大型底栖动物采样站位

Fig. 1 Sampling sites of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary

差齐性要求。应用皮尔森相关分析来研究丰度与生物量的关系。

群聚结构划分采用等级聚类分析(Cluster)和非参数多维标度排序(Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS)实现(周红和张志南, 2003)。在分析之前去除只在一个站位出现的物种, 以减少稀有种效应。使用丰度数据构建Bray-Curtis相似矩阵, 数据经过二次方根转化。采用相似性百分比分析(SIMPER)计算同一群聚的平均相似性, 并分析其主要贡献种(Labrunet et al, 2007)。使用丰度生物量曲线(Abundance-Biomass Comparison Curves, ABC曲线)分析长江口邻近海域大型底栖动物群落受扰动情况(田胜艳等, 2006)。

站位图和丰度、生物量空间分布图的绘制使用Surfer 12.0软件进行, 统计分析使用SPSS 16.0软件, 群聚结构分析使用PRIMER 6.0软件实现。

2 结果

2.1 种类组成和优势种

2012年6–10月3个航次共捕获大型底栖动物181种(附录1), 其中多毛类动物最多, 有82种, 占总物种数的45.3%; 甲壳动物次之, 有46种, 占25.4%; 软体动物31种, 占17.1%; 棘皮动物11种; 占6.1%; 其他类群(星虫、纽虫、鱼类等) 11种, 占6.1%。

3个航次捕获的大型底栖动物种类数逐渐增加: 6月(83种) < 8月(96种) < 10月(110种)。各航次捕获不同类群的种类数见图2。从图中可以看出, 不同月

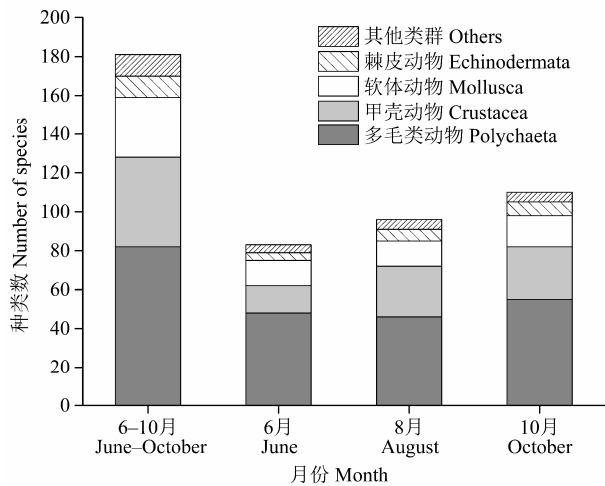


图2 长江口邻近海域2012年6–10月大型底栖动物种类组成
Fig. 2 Composition of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary between June and October, 2012

份捕获的多毛类动物和软体动物种类数较为稳定, 而甲壳动物和棘皮动物种类数呈增加趋势。

表1显示了6–10月3个航次优势度(Y)前10位的物种组成, 其中6月的优势种包括寡鳃齿吻沙蚕(*Nephtys oligobranchia*)、奇异稚齿虫(*Paraprionospio pinnata*)和四齿欧努菲虫(*Onuphis tetradentata*) 3种, 8月份优势种仅四齿欧努菲虫1种, 而10月份一种梨体星虫(*Apionsoma* sp.)、奇异稚齿虫、长叶索沙蚕(*Lumbrineris longifolia*)、背蚓虫(*Notomastus latericeus*)和四齿欧努菲虫成为优势种。3个航次优势度(Y)前10位的物种均包括寡鳃齿吻沙蚕、奇异稚齿虫、四齿欧努菲虫和背蚓虫。

2.2 丰度和生物量

皮尔森相关分析发现丰度和生物量的空间分布表现出较强的一致性($\sigma = 0.522$, $P = 0.001$, $n = 39$), 丰度高的站位生物量也较高(图3)。

2.2.1 丰度

不同月份大型底栖动物的丰度见表2。由表2可知, 调查海域大型底栖动物的平均丰度为159.2 ind./m², 月份平均值10月> 6月> 8月。双因素方差分析表明丰度的月份间差异和空间差异均不显著($F_{2, 33} = 1.615$, $P = 0.214$; $F_{1, 33} = 1.082$, $P = 0.306$)。

6月各类群平均丰度由高到低依次为多毛类动物(占总丰度的比例为71.3%)、软体动物(12.9%)、甲壳动物(9.8%)、其他类群(3.3%)和棘皮动物(2.7%)。丰度较高的站位集中在调查海域西侧123°

表1 长江口邻近海域2012年6–10月大型底栖动物优势度(Y)
Table 1 Dominance (Y) of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary between June and October, 2012

物种 Species	6月 June	8月 August	10月 October
寡鳃齿吻沙蚕 <i>Nephtys oligobranchia</i>	0.067	0.009	0.007
奇异稚齿虫 <i>Paraprionospio pinnata</i>	0.042	0.019	0.056
四齿欧努菲虫 <i>Onuphis tetradentata</i>	0.035	0.030	0.022
索沙蚕一种 <i>Lumbrineris</i> sp.	0.017	–	–
拟节虫一种 <i>Praxillella</i> sp.	0.013	–	0.007
多丝独毛虫 <i>Tharyx multifilis</i>	0.011	–	0.007
背蚓虫 <i>Notomastus latericeus</i>	0.009	0.012	0.022
锥唇吻沙蚕 <i>Glycera onomichiensis</i>	0.008	0.010	–
独指虫一种 <i>Aricidea</i> sp.	0.007	–	–
稚齿虫 <i>Prionospio pygmaeus</i>	0.007	–	–
日本倍棘蛇尾 <i>Amphioplus japonicus</i>	–	0.011	–
厚蠕虫 <i>Dasybranchus caducus</i>	–	0.010	–
豆形短眼蟹 <i>Xenophthalmus pinnotheroides</i>	–	0.009	–
长叶索沙蚕 <i>Lumbrineris longifolia</i>	–	0.008	0.036
拟特须虫 <i>Paralacydonia paradoxa</i>	–	0.007	–
梨体星虫一种 <i>Apionsoma</i> sp.	–	–	0.114
长吻沙蚕 <i>Glycera chirori</i>	–	–	0.015
岩虫 <i>Marphysa sanguinea</i>	–	–	0.007

粗体表示优势种。
The bold indicates the dominant species.

E附近和东侧的124.5° E (图3a)。丰度最高的站位为K1 (295 ind./m²)。8月平均丰度由高到低依次为多毛类动物(占总丰度的比例为68.1%)、甲壳动物(17.3%)、软体动物(6.1%)、棘皮动物(4.4%)和其他类群(4.1%)。丰度的空间分布与6月类似, 其中最高的站点为M4 (325 ind./m²), 该站捕获较多的是四齿欧努菲虫(135 ind./m²)。10月平均丰度由高到低依次为多毛类动物(占总丰度的比例为56.1%)、其他类群(22.1%)、甲壳动物(11.9%)、软体动物(5.4%)和棘皮动物(4.5%)。丰度分布与6、8月相似, 在调查海域123° E和124.5° E存在高值区。丰度最高的站位为PN2 (550 ind./m²), 该站发现大量的某种梨体星虫和奇异稚齿虫, 其丰度分别为165 ind./m²和75 ind./m²。

2.2.2 生物量

调查海域各航次大型底栖动物的平均生物量为8.6 g/m² (表2)。双因素方差分析表明生物量月份间差异和空间差异均不显著($F_{2, 33} = 0.347$, $P = 0.710$; $F_{1, 33} = 1.200$, $P = 0.281$)。

6月大型底栖动物的平均生物量最低, 为6.6 g/m²。

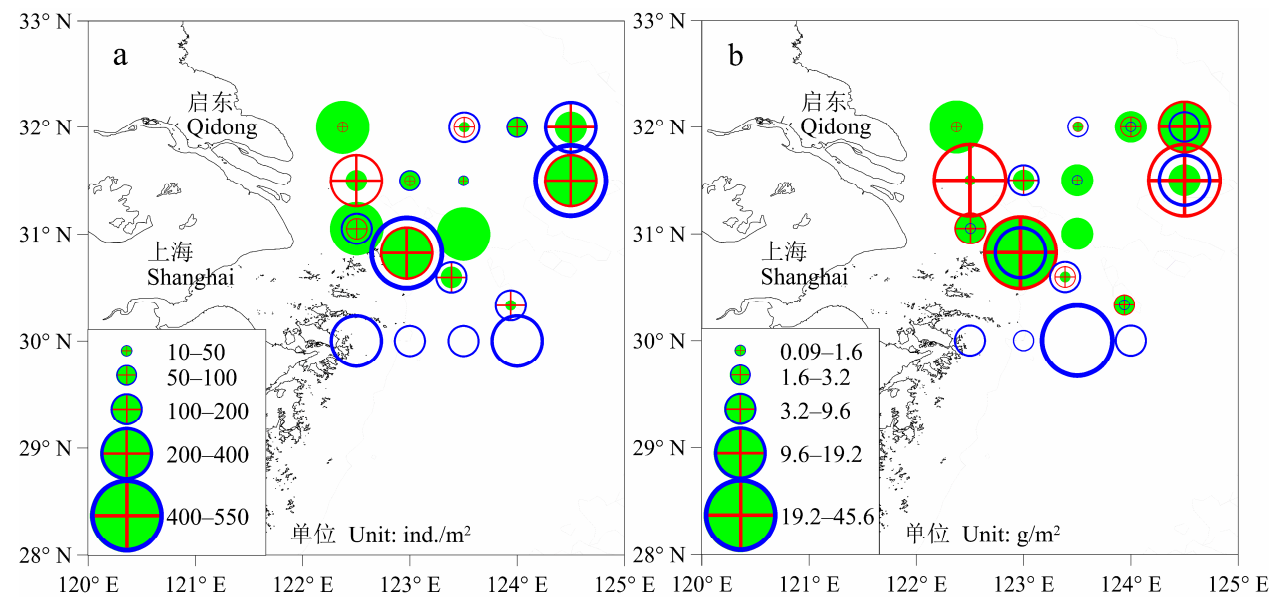


图3 长江口邻近海域2012年6–10月大型底栖动物的丰度(a)和生物量(b)。●表示6月, ⊕表示8月, ○表示10月。
Fig. 3 The abundance (a) and biomass (b) of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary between June and October, 2012. ● June; ⊕ August; ○ October.

表2 长江口邻近海域2012年6–10月大型底栖动物主要类群的丰度(ind./m²)和生物量(g/m²)
Table 2 The abundance (ind./m²) and biomass (g/m²) of main macrozoobenthos groups in the sea adjacent to the Yangtze River estuary between June and October, 2012

类群 Group	6月 June		8月 August		10月 October		平均 Average	
	丰度 Abundance	生物量 Biomass	丰度 Abundance	生物量 Biomass	丰度 Abundance	生物量 Biomass	丰度 Abundance	生物量 Biomass
多毛类动物 Polychaeta	100.0	3.9	88.8	4.7	115.7	2.8	101.6	3.8
甲壳动物 Crustacea	13.8	0.9	22.5	5.6	24.6	0.9	20.3	2.5
软体动物 Mollusca	18.1	0.5	7.9	1.1	11.1	0.3	12.4	0.6
棘皮动物 Echinodermata	3.8	0.2	5.8	0.4	9.3	1.6	6.3	0.7
其他类群 Others	4.6	1.1	5.4	0.5	45.7	1.3	18.6	1.0
总计 Total	140.3	6.6	130.4	12.3	206.4	6.9	159.2	8.6

各类群的平均生物量多毛类动物(其占总生物量的比例为59.1%) > 其他类群(16.7%) > 甲壳动物(13.6%) > 软体动物(7.6%) > 棘皮动物(3.0%) (表2)。生物量的空间分布见图3b, 在调查海域西侧和东侧生物量较高。生物量最高的站点为PN2 (29.2 g/m²), 其中岩虫(*Marphysa sanguinea*)的生物量达24.3 g/m²。8月平均生物量最高, 为12.3 g/m², 甲壳动物平均生物量(其占总生物量的比例为45.5%) > 多毛类动物(38.2%) > 软体动物(8.9%) > 其他类群(4.1%) > 棘皮动物(3.3%)。生物量最高的站点仍为PN2 (45.6 g/m²), 该站发现大量毛掌活额寄居蟹(*Diogenes penicillatus*) (24.5 g/m²)。10月平均生物量较低, 为6.9 g/m²。多毛类动物的平均生物量(其占总生物量

的比例为40.6%) > 棘皮动物(23.2%) > 其他类群(18.8%) > 甲壳动物(13.0%) > 软体动物(4.4%)。生物量最高的站位为N3 (23.7 g/m²), 其中一种赛瓜参(*Thyone* sp.)的生物量高达21.1 g/m²。

2.3 多样性

长江口邻近海域大型底栖动物的多样性见表3和表4。从时间上看, 大型底栖动物种类丰富度指数(*d*)和多样性指数(*H'*)从6月到10月均呈增加的趋势(表3), *d*和*H'*最大值均出现在6月的R1站, 分别为6.57和4.33。从空间上看, 远海大型底栖动物的*d*和*H'*均高于近海(表4)。双因素方差分析表明*d*和*H'*的月份间差异和空间差异均不显著(*d*: $F_{2,33} = 0.934, P = 0.403$; $F_{1,33} = 0.616, P = 0.438$; *H'*: $F_{2,33} = 0.508, P$

表3 长江口邻近海域2012年6–10月大型底栖动物多样性
Table 3 Diversity of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary between June and October, 2012

		最大值 Max.	最小值 Min.	平均值±标准误 Mean ± SE
<i>d</i>	6月 June	6.57	1.67	3.44 ± 0.42
	8月 August	5.52	1.24	3.60 ± 0.37
	10月 October	5.63	1.82	4.16 ± 0.31
<i>H'</i>	6月 June	4.33	1.79	2.94 ± 0.23
	8月 August	4.01	1.37	3.03 ± 0.22
	10月 October	4.15	1.59	3.29 ± 0.21
<i>J'</i>	6月 June	0.98	0.55	0.86 ± 0.03
	8月 August	1.00	0.72	0.90 ± 0.02
	10月 October	1.00	0.51	0.86 ± 0.03

表4 长江口不同海域大型底栖动物多样性
Table 4 Diversity of macrozoobenthos in the inshore and offshore area off the Yangtze River estuary

		最大值 Max.	最小值 Min.	平均值±标准误 Mean ± SE
<i>d</i>	近海 Inshore	5.71	1.24	3.52 ± 0.36
	远海 Offshore	6.57	1.67	3.89 ± 0.26
<i>H'</i>	近海 Inshore	4.15	1.37	2.91 ± 0.22
	远海 Offshore	4.33	1.59	3.21 ± 0.15
<i>J'</i>	近海 Inshore	1.00	0.51	0.83 ± 0.03
	远海 Offshore	1.00	0.69	0.90 ± 0.02

= 0.607; $F_{1,33} = 1.197$, $P = 0.282$)。从时间上看, 8月大型底栖动物均匀度(J')最高(表3), 但不同月份之间差异不显著($F_{2,33} = 0.862$, $P = 0.432$)。而从空间上看, 远海大型底栖动物均匀度显著高于近海($F_{1,33} = 4.504$, $P = 0.041$)。

2.4 群聚结构分析

对6、8和10月3个月份的大型底栖动物丰度分别进行聚类分析和非参数多维标度排序, 发现在20%的Bray-Curtis相似性水平上, 长江口邻近海域大型底栖动物可以划分为3–4个群聚(图4)。同一群聚内部站位间的相似性水平较低, 均未超过60%。

6月可划分为3个群聚。群聚1包括大部分调查站位(K3、K4、R1、M1、M2、M3、PN3和PN4站), 平均相似性23.9%, 主要贡献种为寡鳃齿吻沙蚕(贡献率50.6%, 下同)。群聚2包括调查海域两端的K1、K5、PN1和M4站, 平均相似性32.0%, 贡献种有寡

鳃齿吻沙蚕(21.1%)、一种拟节虫(*Praxillella* sp.) (21.1%)和一种索沙蚕(*Lumbrineris* sp.) (13.7%)。群聚3仅PN2站。

8月可划分为4个群聚。群聚1由调查海域北部的K1和K4站组成, 平均相似性28.0%, 贡献种为阳遂足科的一种蛇尾(100%)。群聚2包括大部分调查站位(K3、K5、M1、M4、PN2和PN4站), 平均相似性26.7%, 主要贡献种包括日本倍棘蛇尾(*Amphioplus japonicus*) (17.8%)、奇异稚齿虫(16.0%)、锥唇吻沙蚕(*Glycera onomichiensis*) (11.6%)和寡鳃齿吻沙蚕(11.3%)。群聚3包括调查海域中部的M2、M3和PN3站, 平均相似性为28.9%, 贡献种包括羊印度锥头钩虾(*Indischnopus capensis*) (52.2%)和长叶索沙蚕(47.8%)。群聚4仅调查海域西侧的PN1站。

10月也划分为3个群聚。群聚1包括调查海域北部的K3、K4和西侧的PN1站, 平均相似性为27.6%, 贡献种包括寡鳃齿吻沙蚕(38.3%)、长叶索沙蚕(10.4%)、背蚓虫(10.4%)、奇异稚齿虫(10.3%)。群聚2由大部分调查站位(K5、M4、N1、N2、N3、N4、PN2、PN3和PN4)组成, 平均相似性为30.2%, 主要贡献种为一种梨体星虫(20.0%)、奇异稚齿虫(16.4%)和长叶索沙蚕(12.8%)。群聚3包括调查海域中部M2和M3站, 平均相似性为31.2%, 贡献种为中华内卷齿蚕(*Aglaophamus sinensis*) (100%)。

2.5 ABC曲线分析

图5显示了不同月份大型底栖动物的丰度生物量比较曲线(ABC曲线)。由图可知, 6月和8月生物量曲线位于丰度曲线之上, W 值较高, 分别为0.249和0.308, 但生物量曲线起始较低, 优势不明显。这说明大型底栖动物群落受到一定程度的扰动。10月生物量曲线起始位置与丰度曲线几乎相同, W 值较小, 为0.162, 这表明10月长江口邻近海域大型底栖动物群落受到的扰动较6月和8月剧烈。

不同海域大型底栖动物的ABC曲线见图6。可以看出, 近海海域的ABC曲线起始时丰度曲线与生物量曲线距离较近, W 值较小, 为0.177, 表明近海大型底栖动物群落受到的扰动较为剧烈。远海海域的ABC曲线中生物量曲线位于丰度曲线之上, W 值略高, 为0.214, 这表明远海大型底栖动物群落受扰动的程度小于近海。

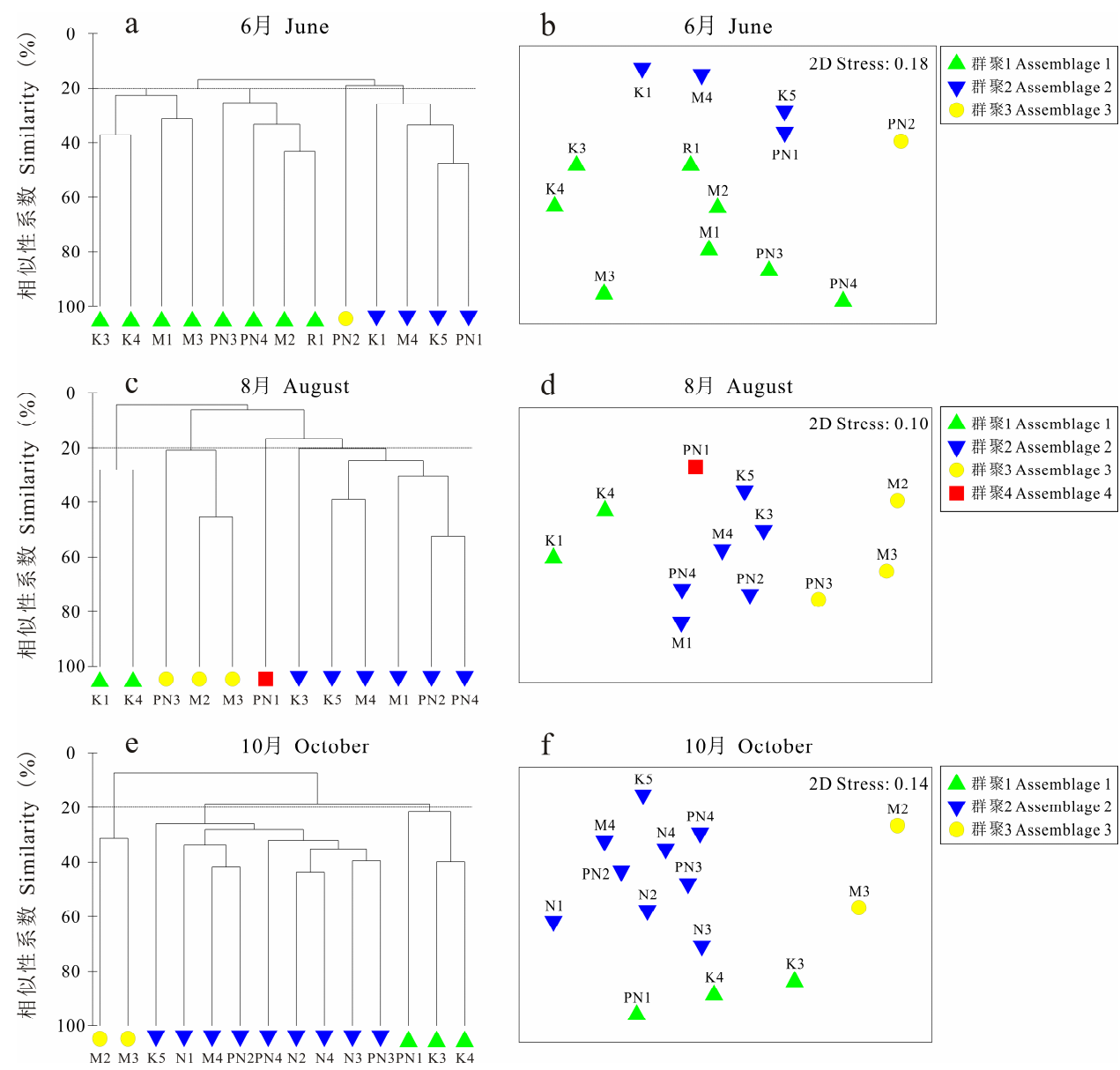


图4 长江口邻近海域大型底栖动物的等级聚类(a, c, e)和非参数多维标度排序(b, d, f)
Fig. 4 Clustering (a, c, e) and Non-metric Multidimensional Scaling (b, d, f) of macrozoobenthic community in the sea adjacent to the Yangtze River estuary

3 讨论

3.1 种类组成和优势种变化

本研究中3个航次共捕获大型底栖动物181种, 其中多毛类动物种类数最多, 且不同月份种类数变化较小(图2)。多毛类动物种类数占优势是长江口及其邻近海域大型底栖动物分布的重要特点。吴耀泉和李新正(2003) (1999年5月、2000年11月和2001年5月共3个航次)、李宝泉等(2007) (2002年9月航次)、吴耀泉(2007) (2004年2月、5月、8月和11月)、Shou

等(2013) (2006年7–8月、2006年12月至2007年1月、2007年8月和10–11月共4个航次)和Chao等(2012) (2010年5月、8月、11月和2011年2月共4个航次)等对长江口大型底栖动物的研究都发现多毛类动物种类数最多。

本次调查发现长江口丰水季邻近海域大型底栖动物优势种除了10月份出现的一种梨体星虫外, 其余均为多毛类动物(表1), 而李宝泉等(2007)、吴耀泉(2007)、Shou等(2013)和Chao等(2012)等均发现

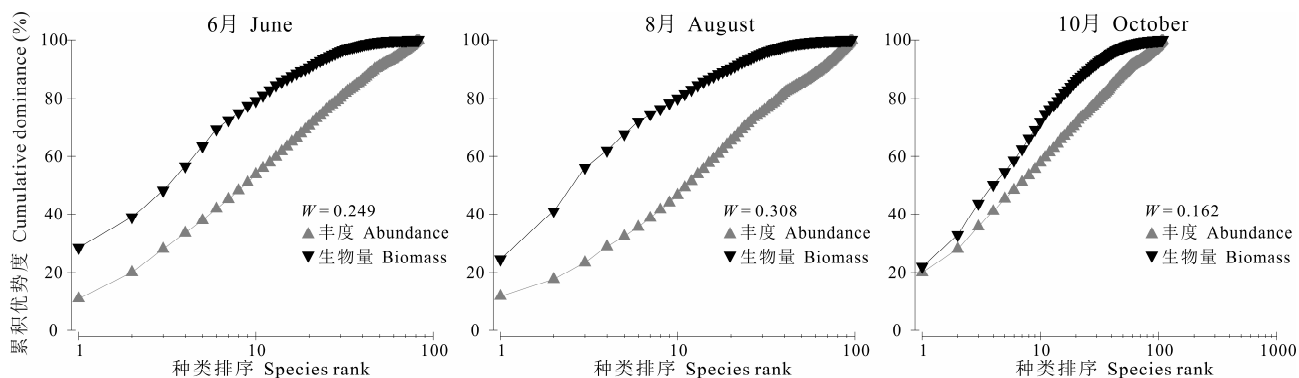


图5 长江口邻近海域2012年6–10月大型底栖动物丰度生物量比较曲线

Fig. 5 Abundance-Biomass Comparison Curves of macrozoobenthos between June and October in the sea adjacent to the Yangtze River estuary between June and October, 2012

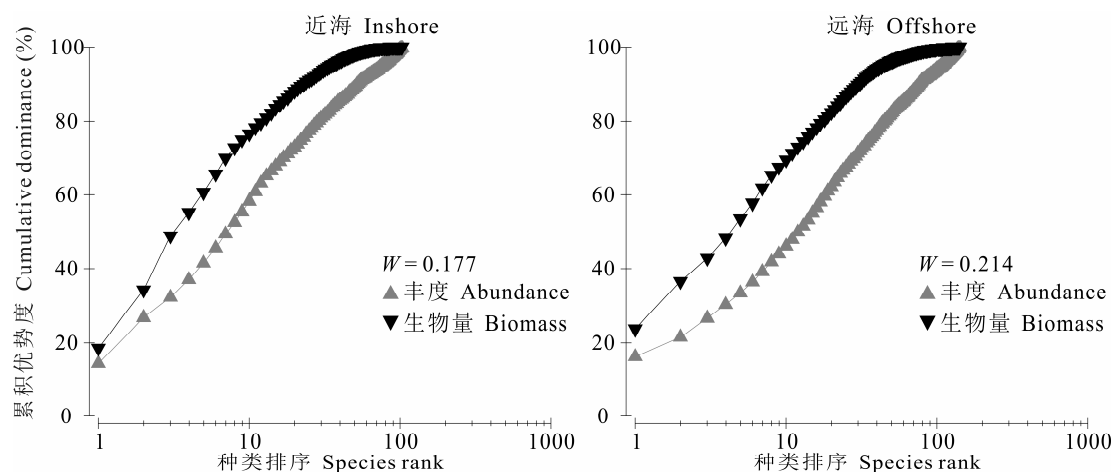


图6 长江口不同海域大型底栖动物丰度生物量比较曲线

Fig. 6 Abundance-Biomass Comparison Curves of macrozoobenthos in the inshore and offshore area off Yangtze River estuary

除了多毛类动物, 丰水季大型底栖动物优势种还包括甲壳动物(如豆形短眼蟹(*Xenophthalmus pinnotheroides*))和棘皮动物(如日本倍棘蛇尾)。本研究中多毛类动物成为单一优势种(6月和8月), 可能是由于长江口邻近海域受人类活动干扰加剧, 导致个体较大、生命周期较长的甲壳动物和棘皮动物数量减少, 而个体小、生命周期短的多毛类大量繁殖。

3.2 丰度和生物量

本研究发现长江口邻近海域大型底栖动物丰度和生物量的月份间(6、8和10月)和空间(近海和远海)差异均不显著, 与Shou等(2013)对于丰度和生物量在季节之间以及近海和远海之间(近海122°–123° E, 远海123°–124° E, 与本次调查区域的范围基本一致)差异显著性的统计分析结果一致。

各月份大型底栖动物丰度平均值均明显低于1999–2001年(1999年5月333.24 ind./m², 2000年11月213.08 ind./m², 2001年5月411.91 ind./m²) (吴耀泉和李新正, 2003)、2002年(9月231.5 ind./m²) (李宝泉等, 2007)以及2004年(5、8、11月分别为623.0、309.5、781.7 ind./m²) (吴耀泉, 2007)的调查结果, 表明1999–2012年长江口邻近海域大型底栖动物的平均丰度呈下降的趋势。

各月份大型底栖动物生物量平均值均低于1999–2001年(1999年5月14.04 g/m², 2000年11月25.65 g/m², 2001年5月28.14 g/m²) (吴耀泉和李新正, 2003)、2002年(9月27.66 g/m²) (李宝泉等, 2007)以及2004年(5、8、11月分别为23.4、12.7、19.6 g/m²) (吴耀泉, 2007)的调查结果, 表明长江口邻近海域

大型底栖动物的平均生物量自1999年以来呈下降趋势。

丰度和生物量在空间分布上表现出较强的一致性($P = 0.001$), 且呈现不均匀的特点, 在调查海域东部和西部较高, 而在中部特别是 123.5° – 124° E 范围较低(图3)。李宝泉等(2007)也发现长江口 122° E 以东海域大型底栖动物丰度和生物量的空间分布呈不连续的镶嵌状或斑块状。这种丰度和生物量的不均匀分布可能是不同泥沙沉积底质(细砂、砂–粉砂–粘土、粘土质粉砂、粉砂质粘土)的不均匀分布引起的(杨光复和吴景阳, 1994; 李宝泉等, 2007)。例如, Musale和Desai (2010)在研究印度海岸的多毛类动物分布格局时发现, 多毛类动物的丰度在砂和砂–粉砂底质中较高, 而在粉砂质粘土中较低。Giménez等(2014)也发现沉积物类型是影响乌拉圭河口和滨海潟湖中大型底栖生物丰度变化的主要因素。

3.3 多样性

本次调查的多样性指标 d 和 H' 的月份间和空间差异均不显著, 但从6月到10月以及从近海到远海, d 和 H' 均呈增加的趋势(表3、4)。其中 d 值在不同月份和不同海区的平均值均高于吴耀泉和李新正(2003)、李宝泉等(2007)的调查结果。蔡立哲等(2002)使用以2为底的对数 H' 值来进行环境污染评价, 其中 $H' > 3$ 时表示环境清洁, $2 < H' < 3$ 时表示轻度污染。本研究中6月以及近海的 H' 值分别大于2且小于3, 说明6月和近海环境受到轻度污染, 而8、10月和远海的 H' 值均大于3, 表明环境清洁, 未受到污染。均匀度指数 J' 的月份间差异也不显著, 但是空间上远海显著高于近海($P < 0.05$), 这与李宝泉等(2007)发现 J' 在长江口 123° E 以东海域形成高值分布区的研究结果一致。近海相对于远海更容易受到人为活动的影响, 尤其是河口海岸工程建设以及河口污染物的排放。Shou等(2013)通过研究发现, 人为活动对长江口近海区的影响要大于远海区, 且近海区大型底栖动物逐渐被能够适应环境剧烈变化的物种所取代。人为活动的影响可能是造成本研究中大型底栖动物多样性空间分布差异的重要原因。

3.4 群聚结构和ABC曲线

Cluster分析和NMDS排序表明3个航次中各调查站位之间相似性水平较低(低于60%)。在20%的Bray-Curtis相似性水平上, 长江口邻近海域大型底

栖动物可被划分为3–4个群聚(图4)。各群聚的主要贡献种不同, 但均以多毛类动物居多, 其中6月份主要贡献种全部为多毛类动物, 8月份除了羊印度锥头钩虾、日本倍棘蛇尾和阳遂足科的一种蛇尾, 10月份除了一种梨体星虫, 其余主要贡献种也都是多毛类动物。群聚结构以及各群聚主要贡献种的差异反映了长江口邻近海域底栖环境的复杂多变。多毛类动物机会种能够适应这种复杂多变的环境, 因此成为各群聚的主要贡献种。

ABC曲线由Warwick于1986年首次提出(Warwick, 1986), 是通过比较丰度优势度曲线和生物量优势度曲线来监测干扰对底栖生物群落的影响。底栖生物群落中物种丰度和生物量的相对比例变化造成了ABC曲线的不同特征(Warwick & Clarke, 1994)。目前ABC曲线已被广泛应用于底栖生物群落研究以及渔业资源研究。李宝泉等(2007)和Shou等(2013)分别对2002年和2006–2007年长江口邻近海域大型底栖动物群落进行ABC曲线分析, 均发现距离河口较近的站位(近海区)受到较强的扰动, 而距离较远的站位(远海区)受到的扰动较小, 与本研究结果一致。长江口邻近海域底栖环境复杂多变, 大型底栖动物种类变化较为剧烈。要进一步分析大型底栖动物的变化及其对底栖环境变化的响应, 需要加强调查观测, 同时需要结合温度、盐度、底质类型、溶解氧、叶绿素、重金属含量等物理和化学参数, 将长江口大型底栖动物群落变化与环境变化耦合起来。

参考文献

- Cai LZ, Ma L, Gao Y, Zheng TL, Lin P (2002) Analysis on assessing criterion for polluted situation using species diversity index of marine macrofauna. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 41, 641–646. (in Chinese with English abstract) [蔡立哲, 马丽, 高阳, 郑天凌, 林鹏 (2002) 海洋底栖动物多样性指数污染程度评价标准的分析. *厦门大学学报(自然科学版)*, 41, 641–646.]
- Chao M, Shi YR, Quan WM, Shen XQ, An CG, Yuan Q, Huang HJ (2012) Distribution of benthic macroinvertebrates in relation to environmental variables across the Yangtze River estuary, China. *Journal of Coastal Research*, 28, 1008–1019.
- Giménez L, Venturini N, Kandratavicius N, Hutton M, Lanfranconi A, Rodríguez M, Brugnoli E, Muniz P (2014) Macrofaunal patterns and animal–sediment relationships in Uruguayan, estuaries and coastal lagoons (Atlantic coast of South America). *Journal of Sea Research*, 87, 46–55.

- Labrun C, Grémare A, Amouroux JM, Sardá R, Gil J, Taboada S (2007) Assessment of soft-bottom polychaete assemblages in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on a mesoscale survey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 133–147.
- Li BQ, Li XZ, Wang HF, Wang YQ, Wang JB, Zhang BL (2007) Characters of a macrobenthic community off the Changjiang River estuary. *Acta Zoologica Sinica*, 53, 76–82. (in Chinese with English abstract) [李宝泉, 李新正, 王洪法, 王永强, 王金宝, 张宝琳 (2007) 长江口邻近海域大型底栖动物群落特征. *动物学报*, 53, 76–82.]
- Li JS, Li SF, Ren YP, Cheng JH (2004) Seasonal variety of fishery biology community structure in fishing ground of the Yangtze estuary. *Journal of Fishery Sciences of China*, 11, 432–439. (in Chinese with English abstract) [李建生, 李圣法, 任一平, 程家骅 (2004) 长江口渔场渔业生物群落结构的季节变化. *中国水产科学*, 11, 432–439.]
- Liu LS, Meng W, Tian ZQ, Cai YL (2008) Distribution and variation of macrobenthos from the Changjiang estuary and its adjacent waters. *Acta Ecologica Sinica*, 28, 3027–3034. (in Chinese with English abstract) [刘录三, 孟伟, 田自强, 蔡玉林 (2008) 长江口及毗邻海域大型底栖动物的空间分布与历史演变. *生态学报*, 28, 3027–3034.]
- Lu JR, Lai W, Du NS (1990) Studies on monitoring pollution in the south coast of the Yangtze River estuary by using zoobenthos. *Journal of Ocean University of Qingdao (Natural Science)*, 20(2), 32–44. (in Chinese with English abstract) [卢敬让, 赖伟, 堵南山 (1990) 应用底栖动物监测长江口南岸污染的研究. *青岛海洋大学学报(自然科学版)*, 20(2), 32–44.]
- Musale AS, Desai DV (2011) Distribution and abundance of macrobenthic polychaetes along the South Indian coast. *Environmental Monitoring and Assessment*, 178, 423–436.
- Shou L, Zeng JN, Liao YB, Xu T, Gao AG, Chen ZQ, Chen QZ, Yang JX (2013) Temporal and spatial variability of benthic macrofauna communities in the Yangtze River estuary and adjacent area. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 16, 31–39.
- Sun YW, Cao L, Qin YT, Wang JH, Cheng XS (2007) Analysis of macrobenthos community structure in the adjacent sea area of Changjiang River estuary. *Marine Science Bulletin*, 26(2), 66–70. (in Chinese with English abstract) [孙亚伟, 曹恋, 秦玉涛, 王金辉, 程祥圣 (2007) 长江口邻近海域大型底栖生物群落结构分析. *海洋通报*, 26(2), 66–70.]
- Tian SY, Yu ZS, Liu XS, Zhang ZN, Lin KX, Liu TZ (2006) Abundance/biomass curves for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Science Bulletin*, 25(1), 92–96. (in Chinese with English abstract) [田胜艳, 于子山, 刘晓收, 张志南, 林岿璇, 刘廷志 (2006) 丰度/生物量比较曲线法监测大型底栖生物群落受污染扰动的研究. *海洋通报*, 25(1), 92–96.]
- Warwick RM (1986) A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology*, 92, 557–562.
- Warwick RM, Clarke KR (1994) Relearning the ABC: taxonomic changes and abundance/biomass relationships in disturbed benthic communities. *Marine Biology*, 118, 739–744.
- Wu YQ (2007) Fluctuation in abundance of benthic organisms in the Changjiang Mouth during the reservoir time of the Three-Gorges Reservoir. *Marine Environmental Science*, 26(2), 138–141. (in Chinese with English abstract) [吴耀泉 (2007) 三峡库区蓄水期长江口底栖生物数量动态分析. *海洋环境科学*, 26(2), 138–141.]
- Wu YQ, Li XZ (2003) Characteristics of benthonic community in Changjiang River estuary. In: *Transaction of the Chinese Crustacean Society*, No. 4 (ed. Chinese Crustacean Society). Science Press, Beijing. (in Chinese) [吴耀泉, 李新正 (2003) 长江口区底栖生物群落多样性特征. 见: 甲壳动物学论文集第4辑(中国甲壳动物学会编著). 科学出版社, 北京.]
- Xu ZL, Chen YQ (1989) Intensity of dominant species of zooplankton in autumn in the East China Sea and Yellow Sea. *Journal of Ecology*, 8(4), 13–15. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼, 陈亚瞿 (1989) 黄东海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲈鲶渔场的关系. *生态学杂志*, 8(4), 13–15.]
- Yang GF, Wu JY (1994) Sedimentation and geochemistry. In: *The Three Gorges Project and Estuarine Ecology and Environment* (eds Luo BZ, Shen HT). Science Press, Beijing. (in Chinese) [杨光复, 吴景阳 (1994) 沉积与地球化学. 见: 三峡工程与河口生态环境(罗秉征, 沈焕庭编著). 科学出版社, 北京.]
- Zhou H, Zhang ZN (2003) Rationale of the multivariate statistical software PRIMER and its application in benthic community ecology. *Journal of Ocean University of Qingdao (Natural Science)*, 33(1), 58–64. (in Chinese with English abstract) [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(自然科学版)*, 33(1), 58–64.]

(责任编辑: 徐奎栋 责任编辑: 黄祥忠)

附录 Supplementary Material

附录1 长江口邻近海域2012年大型底栖动物物种名录

Appendix 1 Species list of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary in 2012

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2016039-1.pdf>

附录 1 2012 年长江口邻近海域大型底栖动物的物种名录

Appendix 1 Species list of macrozoobenthos in the sea adjacent to the Yangtze River estuary in 2012

科 Family	物种 Species
腔肠动物门 Coelenterata	
沙簪海蛰科 Virgulariidae	沙簪一种 <i>Virgularia</i> sp.
纽形动物门 Nemertinea	
卷曲科 Emplectonematidae	卷曲科一种 Emplectonematidae
环节动物门 Annelida	
缨鳃虫科 Sabellidae	缨鳃虫一种 <i>Sabella</i> sp.
扇毛虫科 Flabelligeridae	肾扇虫一种 <i>Brada</i> sp.
扇毛虫科 Flabelligeridae	孟加拉海扇虫 <i>Pherusa bengalensis</i>
丝鳃虫科 Cirratulidae	刚鳃虫 <i>Chaetozone sefosa</i>
丝鳃虫科 Cirratulidae	多丝独毛虫 <i>Tharyx multifilis</i>
双栉虫科 Ampharetidae	双栉虫 <i>Ampharete acutifrons</i>
双栉虫科 Ampharetidae	沟栉虫 <i>Anobothrus gracilis</i>
双栉虫科 Ampharetidae	纳氏沟栉虫 <i>Anobothrus paleatus</i>
双栉虫科 Ampharetidae	羽栉虫一种 <i>Lysippe</i> sp.
双栉虫科 Ampharetidae	树栉虫 <i>Samytha sexirrata</i>
笔帽虫科 Pectinariidae	壳砂笔帽虫 <i>Pectinaria conchilega</i>
蛭龙介科 Terebellidae	西方似蛭虫 <i>Amaeana occidentalis</i>
蛭龙介科 Terebellidae	吻蛭虫 <i>Artacama proboscidea</i>
蛭龙介科 Terebellidae	树蛭虫 <i>Pista cristata</i>
蛭龙介科 Terebellidae	太平洋树蛭虫 <i>Pista pacifica</i>
毛鳃虫科 Trichobranchidae	梳鳃虫 <i>Terebellides stroemii</i>
海稚虫科 Spionidae	后稚虫 <i>Laonice cirrata</i>
海稚虫科 Spionidae	奇异稚齿虫 <i>Paraprionospio pinnata</i>
海稚虫科 Spionidae	难定才女虫 <i>Polydora pilikia</i>
海稚虫科 Spionidae	才女虫一种 <i>Polydora</i> sp.
海稚虫科 Spionidae	稚齿虫 <i>Prionospio pygmaeus</i>
海稚虫科 Spionidae	马丁海稚虫 <i>Spio martinensis</i>
海稚虫科 Spionidae	海稚虫科一种 Spionidae
长手沙蚕科 Magelonidae	尖叶长手沙蚕 <i>Magelona cincta</i>
长手沙蚕科 Magelonidae	日本长手沙蚕 <i>Magelona japonica</i>
杂毛虫科 Poecilochaetidae	蛇杂毛虫 <i>Poecilochaetus serpens</i>
吻沙蚕科 Glyceridae	长吻沙蚕 <i>Glycera chirori</i>
吻沙蚕科 Glyceridae	锥唇吻沙蚕 <i>Glycera onomichiensis</i>
吻沙蚕科 Glyceridae	吻沙蚕一种 <i>Glycera</i> sp.
角吻沙蚕科 Goniadidae	寡节甘吻沙蚕 <i>Glycinde gurjanovae</i>
角吻沙蚕科 Goniadidae	日本角吻沙蚕 <i>Goniada japonica</i>
多鳞虫科 Polynoidae	覆瓦哈鳞虫 <i>Harmothoe imbricata</i>
多鳞虫科 Polynoidae	哈鳞虫一种 <i>Harmothoe</i> sp.
锡鳞虫科 Sigalionidae	黄海刺梳鳞虫 <i>Ehlersileanira incisa hwanghaiensis</i>
锡鳞虫科 Sigalionidae	三鳞虫一种 <i>Euthalenessa</i> sp.

科 Family	物种 Species
特须虫科 Lacydonidae	拟特须虫 <i>Paralacydonia paradoxa</i>
叶须虫科 Phyllodocidae	中华半突虫 <i>Phyllodocechinensis</i>
叶须虫科 Phyllodocidae	乳突半突虫 <i>Phyllodocepapillosa</i>
齿吻沙蚕科 Nephtyidae	中华内卷齿蚕 <i>Aglaophamus sinensis</i>
齿吻沙蚕科 Nephtyidae	寡鳃齿吻沙蚕 <i>Nephtys oligobranchia</i>
沙蚕科 Nereididae	日本刺沙蚕 <i>Neanthes japonica</i>
沙蚕科 Nereididae	长须沙蚕 <i>Nereis longior</i>
沙蚕科 Nereididae	沙蚕一种 <i>Nereis</i> sp.
沙蚕科 Nereididae	背褶沙蚕 <i>Tambalagamia fauveli</i>
海女虫科 Hesionidae	海女虫科一种 Hesionidae
海女虫科 Hesionidae	双小健足虫 <i>Micropodarke dubia</i>
海女虫科 Hesionidae	狭细蛇潜虫 <i>Ophiodromus angutifrons</i>
白毛虫科 Pilargidae	巴氏钩毛虫 <i>Sigambra bassi</i>
仙虫科 Amphinomidae	秀丽美仙虫 <i>Amphinome pulchra</i>
仙虫科 Amphinomidae	仙虫科一种 Amphinomidae
花索沙蚕科 Arabellidae	丝线沙蚕 <i>Drilonereis filum</i>
索沙蚕科 Lumbrineridae	双唇索沙蚕 <i>Lumbrineris cruzensis</i>
索沙蚕科 Lumbrineridae	异足索沙蚕 <i>Lumbrineris heteropoda</i>
索沙蚕科 Lumbrineridae	圆头索沙蚕 <i>Lumbrineris inflata</i>
索沙蚕科 Lumbrineridae	长叶索沙蚕 <i>Lumbrineris longifolia</i>
索沙蚕科 Lumbrineridae	索沙蚕一种 <i>Lumbrineris</i> sp.
索沙蚕科 Lumbrineridae	掌鳃索沙蚕 <i>Ninoe palmata</i>
矾沙蚕科 Eunicidae	非洲矾沙蚕 <i>Eunice afra</i>
矾沙蚕科 Eunicidae	科地矾沙蚕 <i>Eunice kobeensis</i>
矾沙蚕科 Eunicidae	矾沙蚕一种 <i>Eunice</i> sp.
矾沙蚕科 Eunicidae	扁平岩虫 <i>Marphysa depressa</i>
矾沙蚕科 Eunicidae	岩虫 <i>Marphysa sanguinea</i>
矾沙蚕科 Eunicidae	岩虫一种 <i>Marphysa</i> sp.
矾沙蚕科 Eunicidae	毡毛岩虫 <i>Marphysa stragulum</i>
欧努菲虫科 Onuphidae	四齿欧努菲虫 <i>Onuphis tetradentata</i>
竹节虫科 Maldanidae	五岛短脊虫 <i>Metasychis gotoi</i>
竹节虫科 Maldanidae	太平洋拟节虫 <i>Praxillella pacifica</i>
竹节虫科 Maldanidae	拟节虫一种 <i>Praxillella</i> sp.
小头虫科 Capitellidae	小头虫 <i>Capitella capitata</i>
小头虫科 Capitellidae	厚鳃蚕 <i>Dasybranchus caducus</i>
小头虫科 Capitellidae	丝异须虫 <i>Heteromastus filiformis</i>
小头虫科 Capitellidae	背蚓虫 <i>Notomastus latericeus</i>
海蛹科 Opheliidae	角海蛹 <i>Ophelina acuminata</i>
海蛹科 Opheliidae	紫色臭海蛹 <i>Travisia pupa</i>
锥头虫科 Orbiniidae	膜囊尖锥虫 <i>Scoloplos marsupialis</i>
锥头虫科 Orbiniidae	红刺尖锥虫 <i>Scoloplos rubra</i>
异毛虫科 Paraonidae	独指虫 <i>Aricidea fragilis</i>
异毛虫科 Paraonidae	独指虫一种 <i>Aricidea</i> sp.

科 Family	物种 Species
异毛虫科 Paraonidae	中华异稚虫 <i>Heterospio sinica</i>
异毛虫科 Paraonidae	日本赖氏异毛虫 <i>Levinsenia gracilis japonica</i>
单指虫科 Cossuridae	拟单指虫 <i>Cossurella dimorpha</i>
不倒翁虫科 Sternaspidae	不倒翁虫 <i>Sternaspis scutata</i>
星虫动物门 Sipuncula	
革囊星虫科 Phascolosomatidae	梨体星虫一种 <i>Apionsoma</i> sp.
革囊星虫科 Phascolosomatidae	毛头梨体星虫 <i>Apionsoma trichocephala</i>
戈芬星虫科 Golfingiidae	黑色纓心星虫 <i>Thysanocardia nigra</i>
管体星虫科 Sipunculidae	裸体方格星虫 <i>Sipunculus nudus</i>
管体星虫科 Sipunculidae	管体星虫科一种 Sipunculidae
软体动物门 Mollusca	
顶管角贝科 Episiphonidae	胶州湾顶管角贝 <i>Episiphon kaochowwanense</i>
帆螺科 Calyptraeidae	扁平管帽螺 <i>Siphopatella walshi</i>
光螺科 Eulimidae	双带瓷光螺 <i>Eulima bifascialis</i>
光螺科 Eulimidae	马丽亚瓷光螺 <i>Eulima maria</i>
织纹螺科 Nassariidae	西格织纹螺 <i>Nassarius siquijorensis</i>
织纹螺科 Nassariidae	织纹螺一种 <i>Nassarius</i> sp.
塔螺科 Turridae	假主棒螺 <i>Crassispira pseudoprincipis</i>
笋螺科 Terebridae	白带双层螺 <i>Duplicaria dussumierii</i>
笋螺科 Terebridae	笋螺一种(幼体) <i>Terebra</i> sp. (juvenile)
三叉螺科 Cylichnidae	圆筒原盒螺 <i>Cylichna biplicata</i>
壳蛞蝓科 Philinidae	壳蛞蝓一种 <i>Philine</i> sp.
胡桃蛤科 Nuculidae	豆形胡桃蛤 <i>Nucula faba</i>
胡桃蛤科 Nuculidae	胡桃蛤一种(幼体) <i>Nucula</i> sp. (juvenile)
吻状蛤科 Nuculanidae	薄云母蛤 <i>Yoldia similis</i>
蚶科 Arcidae	内褶拟蚶 <i>Arcopsis interplicata</i>
蹄蛤科 Ungulinidae	津知圆蛤 <i>Cycladicama tsuchi</i>
蛤蜊科 Mactridae	秀丽波纹蛤 <i>Raetellops pulchella</i>
樱蛤科 Tellinidae	河口楔樱蛤 <i>Cadella delta</i>
樱蛤科 Tellinidae	江户明樱蛤 <i>Moerella jedomensis</i>
樱蛤科 Tellinidae	西村明樱蛤 <i>Moerella nishimurai</i>
樱蛤科 Tellinidae	虹光亮樱蛤 <i>Nitidotellina iridella</i>
樱蛤科 Tellinidae	亮樱蛤一种 <i>Nitidotellina</i> sp.
樱蛤科 Tellinidae	胖樱蛤一种 <i>Pinguitellina</i> sp.
双带蛤科 Semelidae	阿布蛤一种 <i>Abrina</i> sp.
刀蛳科 Cultellidae	小刀蛳 <i>Cultellus attenuatus</i>
帘蛤科 Veneridae	三角凸卵蛤 <i>Pelecypora trigona</i>
篮蛤科 Corbulidae	厚异篮蛤 <i>Anisocorbula crassa</i>
篮蛤科 Corbulidae	异篮蛤一种 <i>Anisocorbula</i> sp.
色雷西蛤科 Thracidae	金星蝶铰蛤 <i>Trigonothracia jinxingae</i>
双壳纲 Bivalvia	双壳纲一种(幼体) Bivalvia (juvenile)
章鱼科 Octopidae	长蛸 <i>Octopus variabilis</i>
节肢动物门 Arthropoda	

科 Family	物种 Species
虾蛄科 Squillidae	口虾蛄 <i>Oratosquilla oratoria</i>
虾蛄科 Squillidae	虾蛄科一种(幼体) Squillidae (juvenile)
长尾虫科 Apseudidae	长尾虫一种 <i>Apseudes</i> sp.
针尾涟虫科 Diastylidae	三叶针尾涟虫 <i>Diastylis tricineta</i>
双眼钩虾科 Ampeliscidae	博氏双眼钩虾 <i>Ampelisca bocki</i>
双眼钩虾科 Ampeliscidae	三崎双眼钩虾 <i>Ampelisca misakiensis</i>
双眼钩虾科 Ampeliscidae	双眼钩虾一种 <i>Ampelisca</i> sp.
螺赢蜚科 Corophiidae	日本大螯蜚 <i>Grandierella japonica</i>
螺赢蜚科 Corophiidae	寒亮钩虾 <i>Photis renihardi</i>
螺赢蜚科 Corophiidae	中国亮钩虾 <i>Photis sinensis</i>
螺赢蜚科 Corophiidae	中华螺赢蜚 <i>Sinocorophium sinence</i>
螺赢蜚科 Corophiidae	华螺赢蜚一种 <i>Sinocorophium</i> sp.
利尔钩虾科 Lijeborgiidae	弯指铲钩虾 <i>Listriella curvidactyla</i>
马尔他钩虾科 Melitidae	缺刻毛钩虾 <i>Eriopisa incisa</i>
马尔他钩虾科 Melitidae	毛钩虾一种 <i>Eriopisa</i> sp.
马尔他钩虾科 Melitidae	塞切尔泥钩虾 <i>Eriopisella sechellensis</i>
尖头钩虾科 Phoxocephalidae	沟额湿尖头钩虾 <i>Mandibulophoxus uncistrostratus</i>
尖头钩虾科 Phoxocephalidae	滩拟猛钩虾 <i>Harpiniopsis vadiculus</i>
锥头钩虾科 Platyschnopidae	羊印度锥头钩虾 <i>Indischnopus capensis</i>
尾钩虾科 Urothoidae	尾钩虾科一种 Urothoidae
拟背水虱科 Paranthuridae	日本拟背水虱 <i>Paranthura japonica</i>
浪漂水虱科 Cirolanidae	日本游泳水虱 <i>Natatolana japonensis</i>
对虾科 Penaeidae	对虾科一种(幼体) Penaeidae (juvenile)
鼓虾科 Alpheidae	鲜明鼓虾 <i>Alpheus distinguendus</i>
鼓虾科 Alpheidae	日本鼓虾 <i>Alpheus japonicus</i>
长臂虾科 Palaemonidae	葛氏长臂虾 <i>Palaemon gravieri</i>
长臂虾科 Palaemonidae	锯齿长臂虾 <i>Palaemon serrifer</i>
长眼虾科 Ogyrididae	东方长眼虾 <i>Ogyrides orientalis</i>
玻璃虾科 Pasiphaeidae	尖尾细螯虾 <i>Leptochela aculeocaudata</i>
玻璃虾科 Pasiphaeidae	细螯虾 <i>Leptochela gracilis</i>
玻璃虾科 Pasiphaeidae	海南细螯虾 <i>Leptochela sydniensis</i>
玻璃虾科 Pasiphaeidae	细螯虾一种 <i>Leptochela</i> sp.
美人虾科 Callinassidae	美人虾一种 <i>Callianassa</i> sp.1
美人虾科 Callinassidae	美人虾一种 <i>Callianassa</i> sp.2
管须蟹科 Albuneidae	东方管须蟹 <i>Albunea symnista</i>
瓷蟹科 Porcellanidae	瓷蟹科一种(幼体) Porcellanidae (juvenile)
活额寄居蟹科 Diogenidae	艾氏活额寄居蟹 <i>Diogenes edwardsii</i>
活额寄居蟹科 Diogenidae	毛掌活额寄居蟹 <i>Diogenes penicillatus</i>
活额寄居蟹科 Diogenidae	活额寄居蟹一种 <i>Diogenes</i> sp.
掘沙蟹科 Scalopidiidae	掘沙蟹一种 <i>Scalopidia</i> sp.
掘沙蟹科 Scalopidiidae	刺足掘沙蟹 <i>Scalopidia spinosipes</i>
六足蟹科 Hexapodidae	颗粒仿六足蟹 <i>Hexapinus granuliferus</i>
毛刺蟹科 Pilumnidae	穆氏仿短眼蟹 <i>Xenophthalmodes morsei</i>

科 Family	物种 Species
梭子蟹科 Portonidae	双斑蟳 <i>Charybdis bimaculata</i>
梭子蟹科 Portonidae	梭子蟹一种(幼体) <i>Portunus</i> sp.(juvenile)
豆蟹科 Pinnotheridae	豆形短眼蟹 <i>Xenophthalmus pinnotheroides</i>
棘皮动物门 Echinodermata	
阳遂足科 Amphiuridae	三齿蛇尾一种 <i>Amphiodia</i> sp.
阳遂足科 Amphiuridae	日本倍棘蛇尾 <i>Amphioplus japonicus</i>
阳遂足科 Amphiuridae	光亮倍棘蛇尾 <i>Amphioplus lucidus</i>
阳遂足科 Amphiuridae	中华倍棘蛇尾 <i>Amphioplus sinicus</i>
阳遂足科 Amphiuridae	倍棘蛇尾一种 <i>Amphioplus</i> sp.
阳遂足科 Amphiuridae	小指阳遂足 <i>Amphiura digitula</i>
阳遂足科 Amphiuridae	滩栖阳遂足 <i>Amphiura vadicola</i>
阳遂足科 Amphiuridae	阳遂足科一种(幼体) Amphiuridae (juvenile)
真蛇尾科 Ophiuridae	真蛇尾科一种(幼体) Ophiuridae (juvenile)
饼干海胆科 Laganidae	饼干海胆一种 <i>Laganum</i> sp.
沙鸡子科 Phylloporidae	赛瓜参一种 <i>Thyone</i> sp.
脊椎动物门 Vertebrata	
蛇鳎科 Ophichthyidae	尖吻蛇鳎 <i>Ophichthus apicalis</i>
虾虎鱼科 Gobiidae	虾虎鱼科一种(幼体) Gobiidae (juvenile)
虾虎鱼科 Gobiidae	六丝矛尾虾虎鱼 <i>Chaeturichthys hexanema</i>
虾虎鱼科 Gobiidae	红狼牙虾虎鱼 <i>Odontamblyopus lacepedii</i>

• 研究报告 •

胶州湾潮下带大型底栖动物群落的变化

杨 梅¹ 李新正^{1*} 徐 勇^{1,2} 王洪法¹ 张宝琳¹

1 (中国科学院海洋研究所海洋生物分类与系统演化实验室, 山东青岛 266071)

2 (中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 胶州湾位于山东半岛南岸, 是黄海深入内陆的半封闭天然海湾, 底栖动物种类丰富。本文根据2014年2、5、8和11月4个航次(冬、春、夏、秋)的调查资料, 采用优势度指数、物种多样性指数、丰富度指数、均匀度指数、Bray-Curtis相似性聚类和非参数多维标度排序(NMDS)方法, 分析了胶州湾大型底栖动物群落的变化特点。各航次共采集大型底栖动物199种, 其中多毛类79种, 甲壳动物47种, 软体动物40种, 棘皮动物17种, 其他类群16种。各季度优势种有变化亦有重叠, 以多毛类为主。2014年度胶州湾大型底栖动物的年平均丰度为209.85 ind./m², 最高丰度出现在秋季, 最低出现在春季; 年平均生物量为79.22 g/m², 最高生物量出现在夏季, 最低出现在春季。物种多样性指数(*H'*)变化范围为2.16–2.86, 物种丰富度指数(*D*)变化范围为2.79–3.72, 物种均匀度指数(*J*)变化范围为0.58–0.82。聚类分析结果显示, 4个航次的群落相似性系数均较低, 分布格局存在季节性变化。近年来, 伴随海岸带开发及人类活动的持续影响, 胶州湾底栖生境的稳定性受到一定的威胁, 建议继续开展长期连续的监测, 探索有效的综合治理措施, 使胶州湾海洋生态系统能够持续健康的发展。

关键词: 胶州湾; 大型底栖动物; 生物多样性; 群落结构

Seasonal variations in macrobenthic communities in the subtidal zones of Jiaozhou Bay

Mei Yang¹, Xinzheng Li^{1*}, Yong Xu^{1,2}, Hongfa Wang¹, Baolin Zhang¹

1 Department of Marine Organism Taxonomy and Phylogeny, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

Abstract: Jiaozhou Bay is a semi-enclosed bay at the southern shore of Shandong Peninsula and has abundant macrobenthic species. In present study, the seasonal variation of the macrobenthic community in this bay was analyzed based on data collected from four cruises in February (winter), May (spring), August (summer) and November (autumn) of 2014. A total of 199 macrobenthic species were identified, of which, 79 species were Polychaeta, 47 were Crustacea, 40 were Mollusca, 17 were Echinodermata, and the remaining 16 species belong to other animal groups. The composition of dominant species seasonally varied, however, most of them were species belong to Polychaeta. The average abundance of the macrobenthos from the four cruises was 209.85 ind./m², with the highest abundance found in the autumn cruise and the lowest in the spring cruise. The average biomass from the four cruises was 79.22 g/m², with the highest biomass found during the summer cruise and the lowest found during the spring cruise. The Shannon-Wiener index (*H'*) of the macrobenthic community varied from 2.16 to 2.86, the species richness index (*D*) varied from 2.79 to 3.72 and the species evenness index (*J*) varied from 0.58 to 0.82. The Bray-Curtis similarity cluster analysis and NMDS ordination analyses indicated that the similarity among macrobenthic community groups was low and the distribution pattern of macrobenthic animal groups showed seasonal characteristics. In recent years, with the rapid economic development of coastal zones and the continuous impact of human activities, the stability of the benthic community in Jiaozhou Bay is threatened, therefore, long-term monitoring is recommended and effective comprehensive management measures need to be explored to result in the healthy

收稿日期: 2015-09-30; 接受日期: 2016-01-04

基金项目: 中科院先导科技专项(A)“黑潮及其变异对中国近海生态系统的影响”(XDA11020303)和海洋公益性行业科研专项项目(201505004-1)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: lixzh@qdio.ac.cn

and sustainable development of the marine ecosystem in Jiaozhou Bay.

Key words: Jiaozhou Bay; benthic macrofauna; biodiversity; community structure

大型底栖动物多数生活在有机质含量丰富的沉积物表层,通过摄食和次级生产等方式影响着整个海洋生态系统的物质循环和能量流动(李新正等, 2012)。同时,还兼有种类丰富、分布广泛、回避污染能力差等特点,对环境变化较为敏感,故常用于监测和评价湖泊、海湾等水环境的污染状况(董鹏等, 2015)。因此,探明大型底栖动物的多样性和群落结构特征对揭示海洋生态环境变化具有重要的现实意义。

胶州湾(35°38'–36°18' N, 120°04'–120°23' E)位于山东半岛南岸,是黄海深入内陆的半封闭天然海湾,属典型的暖温带季风气候(刘瑞玉, 1992; 毕洪生, 1997; 李新正等, 2001)。其南北长约33 km,东西宽约28 km,水域面积302.91 km²,滩涂面积85.12 km²;大部分海域水深不超过10 m,平均水深7 m;受地理位置、陆地气候和水深等的影响,水温和盐度具明显的区域和季节变化(李乃胜, 2006; 钟美明, 2010^①; 马立杰等, 2014)。

胶州湾底栖动物种类丰富、组成复杂,是我国最早开展海湾生态研究的典型区域。1935年,张玺等老一辈科学家便开展了胶州湾的生物区系调查;至20世纪50年代,中国科学院海洋研究所与前苏联科学家合作对该区潮间带底栖动物做了详细研究(古丽娅诺娃和吴宝玲, 1963);80年代以来,海洋科学工作者针对浮游生物和底栖生物等开展了大量工作(刘瑞玉, 1992; 毕洪生和冯卫, 1996);自1998年起,李新正等在原有工作的基础上对大型底栖动物的生物多样性、次级生产力和群落结构等进行了连续的调查和研究(李新正等, 2001, 2002; 李宝泉等, 2006; 王金宝等, 2011);迄今,作为中国生态系统研究网络(CERN)成员的胶州湾海洋生态系统国家野外研究站已发表了大量的研究成果(赵淑江, 2002; 于海燕等, 2006; 田胜艳等, 2010; 康美华, 2014^②)。而随着沿岸经济的迅速发展和湾内水产养殖的不断扩张,人类活动对胶州湾生态环境的影

响日益加剧,湾内外的生物种类及群落已发生巨大变化(齐衍萍等, 2015)。本文根据2014年2、5、8、11月共4个航次(分别代表冬、春、夏、秋4季)所获调查资料,结合历史数据,分析了胶州湾大型底栖动物的多样性和群落的季节变化,目的在于进一步监测湾内的环境变迁,为底栖生物资源的合理开发和可持续利用提供科学依据和资料积累。

1 材料与方法

1.1 调查站位和样品采集

使用中国科学院海洋研究所的“创新”号科考船开展调查,在胶州湾内外设置12个站位(图1),于2014年2月(冬季)、5月(春季)、8月(夏季)和11月(秋季)各进行1个航次。其中5月(春季)航次因风浪过大,取消了位于湾口的D5站位。定量采样使用0.1 m²抓斗采泥器(大洋-50型)完成,每站成功取样2次合并为该站样品。泥样经孔径为0.5 mm的过滤筛冲洗掉泥沙,保留底栖生物样品,固定保存于75%的酒精中,带回实验室进行种类鉴定、个体计数和称重。

1.2 数据处理

1.2.1 优势度指数

采用底栖生物优势度指数来判断优势种,计算公式如下:

$$Y = (n_i / N) f_i \quad (1)$$

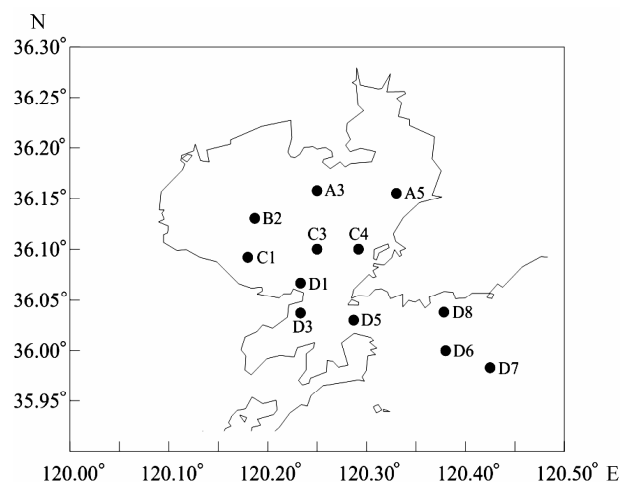


图1 胶州湾调查站位示意图

Fig. 1 The sampling stations of Jiaozhou Bay

① 钟美明 (2010) 胶州湾海域生态系统健康评估. 硕士学位论文, 中国海洋大学, 青岛.

② 康美华 (2014) 胶州湾生源要素的时空分布特征研究. 硕士学位论文, 中国海洋大学, 青岛.

式中, n_i 为第 i 种的总个体数; N 为所有站位采集的底栖生物总个体数; f_i 为该物种在各调查站位中出现的频率(孙儒泳, 1992)。 $Y \geq 0.02$ 时, 即认为该物种为优势种(徐兆礼和陈亚瞿, 1989)。

1.2.2 群落多样性指数

群落多样性是衡量群落稳定性的重要尺度, 一般采用 Shannon-Wiener 多样性指数(H')(Shannon & Wiener, 1949)、Margalef (1968)物种丰富度指数(D)和 Pielou (1966)物种均匀度指数(J)来综合分析群落的多样性及影响因素, 各项指数计算公式如下:

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

$$D = (S - 1) / \log_2 N \quad (3)$$

$$J = H' / \log_2 S \quad (4)$$

式中, N 为采泥样品中所有种类的总个体数; S 为采泥样品中的种类总数; P_i 为第 i 种的个体数与样品中总个数的比值(n_i/N)。

1.2.3 群落结构分析

使用多元统计软件 PRIMER 6.0 (Clarke, 1993) 对胶州湾大型底栖动物的群落结构进行分析。为避免个别数值过高或过低引起的偶然性误差, 我们将4个航次的大型底栖动物丰度数据经平方根转化(周红和张志南, 2003), 然后采用 Bray-Curtis 相似性等级聚类(CLUSTER)、非度量多维标度(NMDS)及相似性百分比(similarity percentage program, SIMPER)

方法, 分析比较群组间的相似性和各航次表征群落特征的物种。

2 结果

2.1 种类组成和优势种

4个航次共采集大型底栖动物199种(附录1), 其中环节动物多毛类最多, 有79种(占39.70%); 甲壳动物次之, 47种(23.62%); 软体动物40种(20.10%); 棘皮动物17种(8.54%); 其他类群(腔肠动物、扁形动物、纽形动物和鱼类等)16种(8.04%)。冬季航次采集到的物种数最多, 有99种, 其中种数最多的站位是 C1 (32种)。其他航次的种数依次为: 秋季96种, C4 和 D3 站采到种数最多(均为23种); 夏季78种, C4 站采到种数最多(22种); 春季最少, 仅76种, 这可能与风浪过大而放弃了 D5 站位的采样有关, 其中在 C3 站采到种数最多(21种)。4个航次中多毛类的种数均为最多, 其次为甲壳动物或软体动物(春季航次), 而棘皮动物和其他类群物种数均较少(图2)。

4个航次的优势种见表1。其中, 菲律宾蛤仔(*Ruditapes philippinarum*)为4个季度的共有优势种, 这可能与该物种在湾内有大面积养殖区, 采集到了较多的人工放养个体有关。秋季的优势种最多达5种, 冬季次之(4种), 春季和夏季均各有2种。寡鳃齿吻沙蚕(*Nephtys oligobranchia*)是秋、冬季的优势种, 在春季的 Y 值(0.015)也相对较高, 属常见种; 拟特

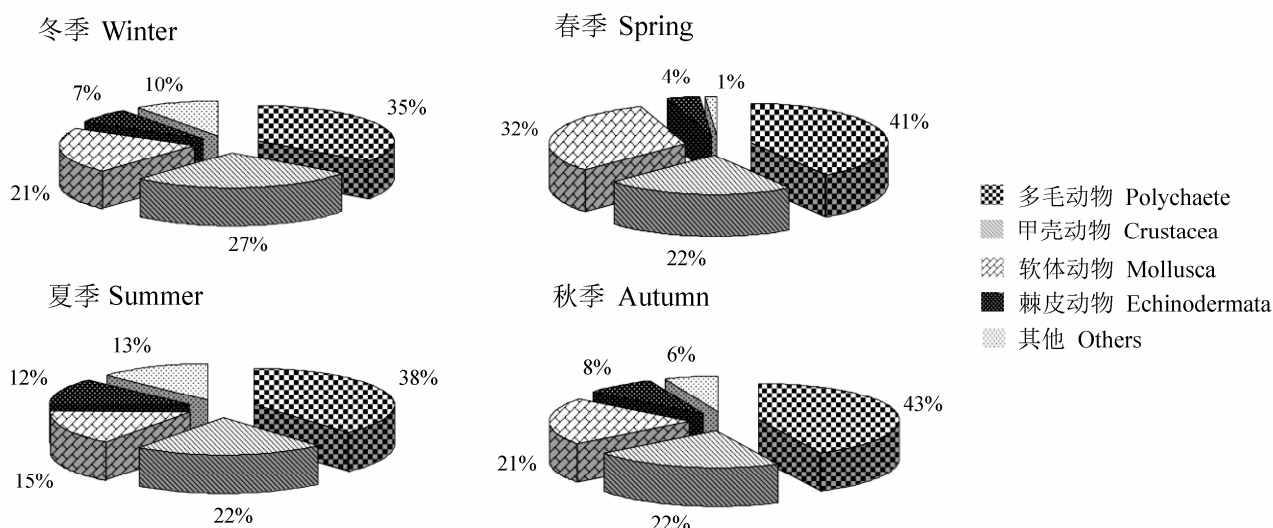


图2 2014年胶州湾4个季节所获大型底栖动物的物种组成和各类群所占百分比

Fig. 2 Species composition and percentage of benthic macrofauna from four cruises of Jiaozhou Bay in 2014

表1 2014年胶州湾4个航次优势种和常见种及优势度(Y)
Table 1 Dominant and common species and their dominances
(Y) of four cruises in Jiaozhou Bay in 2014

	冬季 Winter	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn
背蚓虫 <i>Notomastus latericeus</i>	0.021			
菲律宾蛤仔 <i>Ruditapes philippinarum</i>	0.033	0.127	0.143	0.046
寡鳃齿吻沙蚕 <i>Nephtys oligobranchia</i>	0.027	0.015		0.038
长叶索沙蚕 <i>Lumbrineris longifolia</i>	0.027			0.017
拟特须虫 <i>Paralacydonia paradoxa</i>	0.012	0.025		0.037
玉筋鱼 <i>Ammodytes personatus</i>			0.022	
不倒翁虫 <i>Sternaspis scutata</i>	0.015	0.016		0.039
深沟毛虫 <i>Sigambra bassi</i>	0.012			0.029
多丝独鳃虫 <i>Tharyx multifilis</i>	0.016			
日本拟背水虱 <i>Paranthura japonica</i>	0.015			0.012
棘刺锚参 <i>Protankyra bidentata</i>			0.019	
锥唇吻沙蚕 <i>Glycera onomichiensis</i>			0.010	

须虫(*Paralacydonia paradoxa*)是春、秋季的优势种, 冬季的Y值为0.012; 不倒翁虫(*Sternaspis scutata*)和深沟毛虫(*Sigambra bassi*)也是秋季的优势种, 前者在冬、春季的Y值分别为0.015和0.016, 接近优势种。冬季的优势种还有背蚓虫(*Notomastus latericeus*)和长叶索沙蚕(*Lumbrineris longifolia*); 夏季优势种除菲律宾蛤仔外, 还包括玉筋鱼(*Ammodytes personatus*)。另外, 多丝独鳃虫(*Tharyx multifilis*)、日本拟背水虱(*Paranthura japonica*)、棘刺锚参(*Protankyra bidentata*)和锥唇吻沙蚕(*Glycera onomichiensis*)虽未成为优势种, 但Y值分别在不同季节接近0.02, 它们的生态作用亦不能忽视。总体而言, 胶州湾大型底栖动物的优势种在不同季节有一定的差异, 但组成以多毛类为主。

2.2 丰度与生物量

2.2.1 丰度及其季节变化

胶州湾内的大面积菲律宾蛤仔养殖区会对大型底栖动物丰度和生物量的统计造成影响, 故而选择去除该物种。2014年大型底栖动物的平均丰度是209.85 ind./m² (表2), 各季节从高到低的顺序为: 秋季(259.58 ind./m²)>冬季(220.00 ind./m²)>夏季(187.08 ind./m²)>春季(172.73 ind./m²)。

秋季航次中各类群平均丰度由高到低依次为多毛类、其他类群动物、甲壳动物、软体动物和棘皮动物; 丰度最高的站位是C4 (555 ind./m²), 仅多毛类就达455 ind./m², 最低的是D1 (50 ind./m²) (图3)。冬季平均丰度由高到低依次为多毛类、甲壳动

物、软体动物、其他类群动物和棘皮动物; 丰度最高的站位是C1 (685 ind./m²), 最低的是D7 (25 ind./m²)。夏季航次因采集到较多的玉筋鱼, 所以其他类群的平均丰度最高, 其次为多毛类、棘皮动物、甲壳动物和软体动物; 丰度最高的站位是D8 (710 ind./m²), 仅玉筋鱼便达675 ind./m², 最低的是C1 (85 ind./m²)。春季平均丰度由高到低的顺序是多毛类、软体动物、甲壳动物、其他类群和棘皮动物; 丰度最高的站位是C3 (360 ind./m²), 最低的是D8 (20 ind./m²)。各站位的丰度值在不同航次变化均较大, 高低值的分布明显呈斑块状, 高值区和低值区在不同季节的位置变化亦较大(图3)。另外, 从年平均丰度的组成比例来看, 多毛类最高(109.52 ind./m²), 占52.19%, 在4个季节的变化范围为60.83–160.83 ind./m²; 棘皮动物最低(15.41 ind./m²), 仅占7.34%, 最大平均丰度出现在夏季(39.58 ind./m²), 最小在春季(4.55 ind./m²) (表2)。

2.2.2 生物量及其季节变化

2014年胶州湾调查站位的年平均生物量是79.22 g/m² (表2), 4个航次的变化范围为39.51–119.85 g/m², 波动较大。夏季平均生物量最高(119.85 g/m²), 同时因采到较多玉筋鱼, 所以其他类群占比例最高(82.7%), 其余依次是棘皮动物(11.0%), 软体动物(4.7%), 多毛类(1.1%)和甲壳动物(0.5%); 生物量最高的站位是D8 (1,161.57 g/m²), 最低的是C4 (4.9 g/m²), 虽然C4站采集到的物种数是D8站的3倍之多, 但多是个体较小的多毛类和甲壳动物。秋季的平均生物量(104.32 g/m²)居第2位, 不同动物类群所占比例大小依次为: 其他类群56.1%, 软体动物33.4%, 棘皮动物8.4%, 多毛类1.3%, 甲壳动物0.8%; 生物量最高的站位依然是D8 (653.23 g/m²), 最低的是D1 (0.83 g/m²)。冬季平均生物量为53.19 g/m², 根据其所占比例大小依次为: 软体动物79.2%, 其他类群14.1%, 甲壳动物3.1%, 多毛类2.2%, 棘皮动物1.5%; 生物量最高的站位是C1 (489.43 g/m²), 最低的是D7 (0.30 g/m²)。春季的平均生物量最低(39.51 g/m²), 贡献率由高到低依次为: 软体动物80.0%, 棘皮动物10.8%、甲壳动物6.3%、多毛类2.7%、棘皮动物0.20%; 其中, A5 (382.39 g/m²)是生物量最高的站位, 而D8 (0.01 g/m²)仅采到1种多毛类, 成为全年生物量最低的站位。

排除菲律宾蛤仔造成的偶然性因素后软体动

表2 2014年胶州湾大型底栖动物主要类群丰度和生物量的季节变化
Table 2 The seasonal abundance (ind./m²) and biomass (g/m²) of benthic macrofauna main groups in Jiaozhou Bay in 2014

类群 Group	项目 Item	冬季 Winter	春季 Spring	夏季 Summer	秋季 Autumn	平均 Average
多毛类动物	丰度 Abundance	114.58	101.82	60.83	160.83	109.52
Polychaeta	生物量 Biomass	1.18	1.09	1.29	1.32	1.22
甲壳动物	丰度 Abundance	48.75	15.45	11.67	28.33	26.05
Crustacea	生物量 Biomass	1.67	2.47	0.57	0.86	1.39
软体动物	丰度 Abundance	32.50	41.82	6.25	26.25	26.71
Mollusca	生物量 Biomass	42.14	31.62	5.66	34.89	28.58
棘皮动物	丰度 Abundance	7.50	4.55	39.58	10.00	15.41
Echinodermata	生物量 Biomass	0.80	4.25	13.16	8.77	6.75
其他类群	丰度 Abundance	16.67	9.09	68.75	34.17	32.17
Others	生物量 Biomass	7.49	0.08	99.17	58.48	41.31
总计	丰度 Abundance	220.00	172.73	187.08	259.58	209.85
Total	生物量 Biomass	53.19	39.51	119.85	104.32	79.22

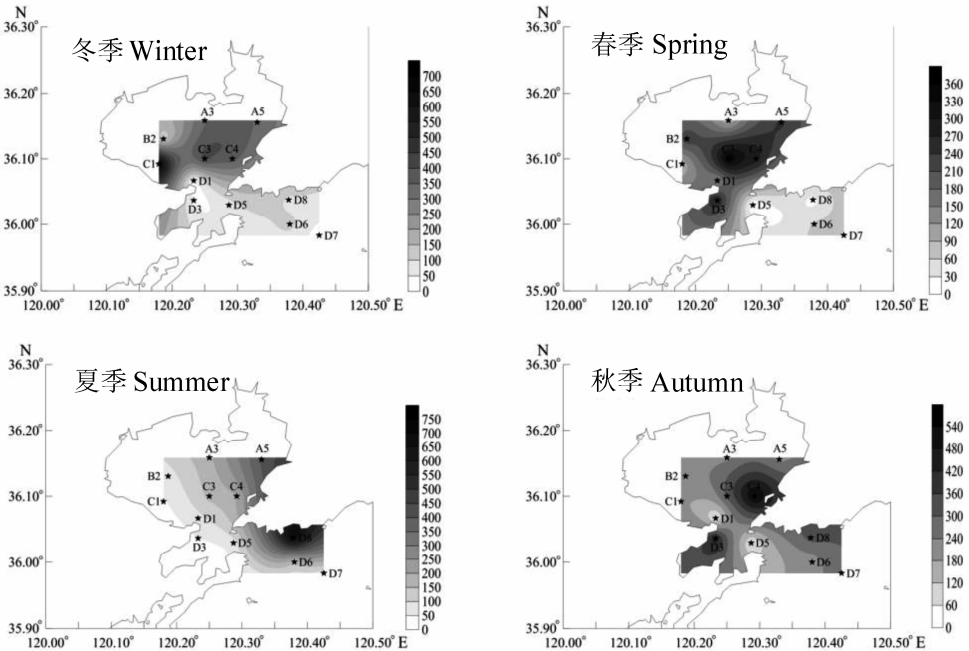


图3 2014年胶州湾4个航次大型底栖动物丰度分布
Fig. 3 Abundance (ind./m²) distribution of benthic macrofauna from four cruises of Jiaozhou Bay in 2014

物的生物量在各季节组成中依然占据较大优势；而在种类组成和丰度中占优势的多毛类，因个体普遍较小导致其对生物量贡献偏小。从生物量的站位分布来看(图4)，胶州湾海域内高低值分布不连续，呈斑块状，高值区主要位于湾内及近岸水域。

2.3 群落多样性指数

由表3可知，各站位的物种多样性指数(*H'*)在不同季节无明显变化规律，冬、秋季的平均物种多样性指数最高(2.86)，夏季次之(2.34)，春季最低(2.16)；其全年最高值出现在冬季A5站位(4.07)。物

种丰富度指数(*D*)在季节间的平均值差异亦不甚明显，从高到低依次为：冬季(3.72)>秋季(3.48)>夏季(2.88)>春季(2.79)；全年最高的*D*值出现在冬季C1站位(6.30)。物种均匀度指数(*J*)各季节的平均值依次为：冬季(0.82)>秋季(0.77)>夏季(0.70)>春季(0.58)；全年最高的*J*值出现在冬季的D1和D3站位，均是1.00。

2.4 群落结构分析

对胶州湾4个航次的大型底栖动物进行群落CLUSTER聚类 and NMDS排序分析(图5)，结果表明，

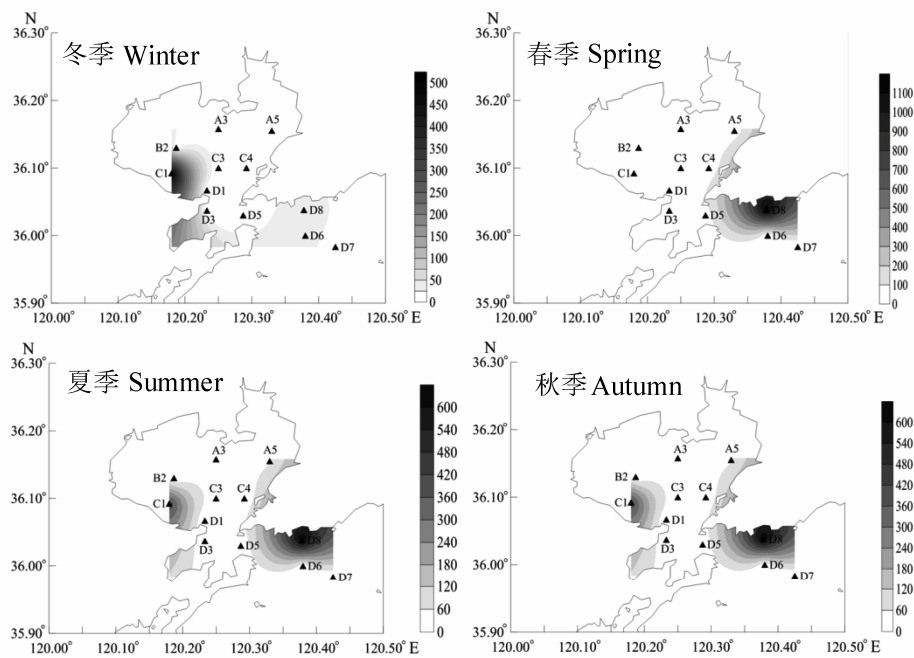


图4 2014年胶州湾4个航次大型底栖动物生物量分布
Fig. 4 Biomass (g/m²) distribution of benthic macrofauna from four cruises of Jiaozhou Bay in 2014

表3 2014年胶州湾4个航次大型底栖动物群落多样性指数
Table 3 Shannon-Wiener index (H'), Margalef richness index (D) and Pielou evenness index (J) of benthic macrofauna in four cruises of Jiaozhou Bay in 2014

站位 Station	冬季 Winter			春季 Spring			夏季 Summer			秋季 Autumn		
	H'	D	J	H'	D	J	H'	D	J	H'	D	J
A3	2.80	3.01	0.72	0.70	1.88	0.20	0.55	2.80	0.13	3.29	4.11	0.81
A5	4.07	5.43	0.89	4.00	5.14	0.91	0.54	1.14	0.21	3.42	3.94	0.85
B2	1.44	3.16	0.36	1.34	3.08	0.32	3.05	3.56	0.85	0.95	1.96	0.27
C1	3.68	6.30	0.73	3.17	3.29	0.92	2.48	2.53	0.83	4.06	5.26	0.94
C3	3.88	5.64	0.83	3.63	4.68	0.83	3.89	4.86	0.93	3.32	4.59	0.78
C4	3.03	4.43	0.70	2.92	3.96	0.71	4.05	5.69	0.91	3.93	4.67	0.87
D1	2.59	2.79	1.00	1.13	1.20	0.49	2.56	2.82	0.81	2.17	1.74	0.94
D3	3.00	3.37	1.00	2.53	3.23	0.66	2.37	2.17	0.92	3.46	4.89	0.76
D5	2.22	2.53	0.74	—	—	—	2.71	2.59	0.90	2.45	2.42	0.87
D6	3.66	4.21	0.96	3.24	3.51	0.98	2.20	1.44	0.85	3.20	3.50	0.84
D7	2.98	3.11	0.90	3.24	3.46	0.94	3.24	3.69	0.94	3.61	4.43	0.85
D8	0.97	0.62	0.97	0.00	0.00	—	0.41	1.21	0.15	0.50	0.24	0.50
平均值 Average	2.86	3.72	0.82	2.16	2.79	0.58	2.34	2.88	0.70	2.86	3.48	0.77

— 表示此站未取样。
— showed that the station without sampling.

群组间的相似性系数较低(在10–60%之间), 北部的站位能够形成较大的群组, 但各群组站位分布较分散且存在季节性差异。4个航次的压力系数(stress)均小于0.2, 说明可以正确解释样本间的相似关系。

冬季分为5个群组, 群组I包括5个站位: A5、

C1、C3、C4和D6, 平均相似性40.1%, 表征种是长叶索沙蚕(贡献率14.6%)和寡鳃齿吻沙蚕(贡献率14.6%); 群组II由A3和B2组成, 平均相似性49.2%, 表征种是菲律宾蛤仔(贡献率48.7%)和寡鳃齿吻沙蚕(贡献率7.88%); 群组III有D3、D5和D7共3个站

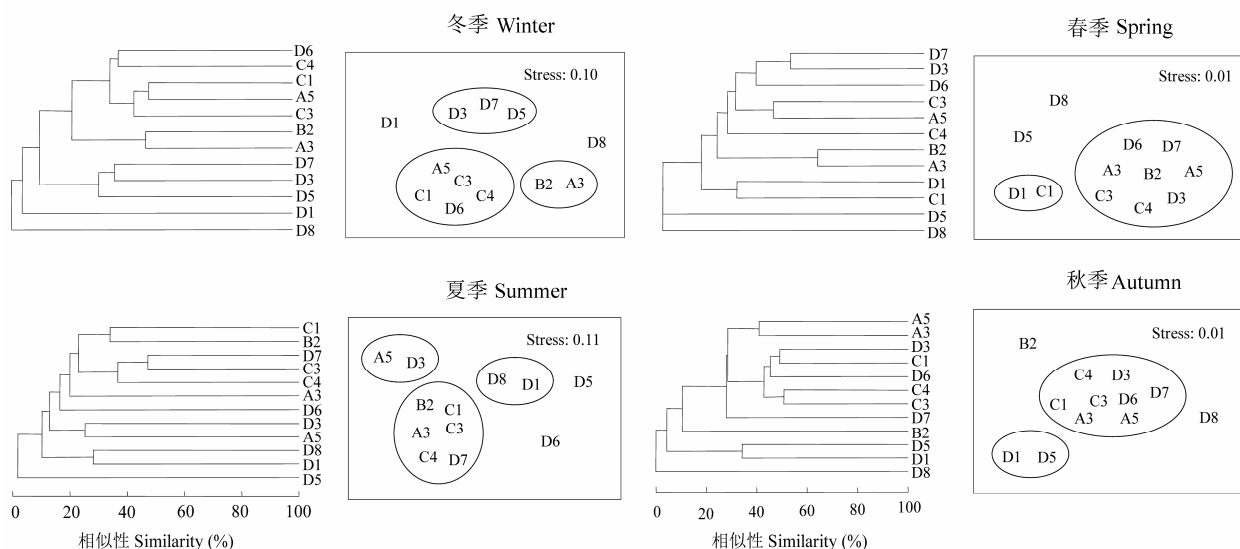


图5 2014年胶州湾各季大型底栖动物群落结构聚类分析和非参数多维标度排序(NMDS)

Fig. 5 Analysis of cluster and NMDS ordination of macrobenthic community of Jiaozhou Bay in seasons of 2014

位, 平均相似性34.7%, 表征种为拟特须虫(贡献率50.0%); 群组IV和V都只包含1个站位, 分别是D1和D8。

春季在20%的相似性水平上可划分为4个群组, 群组I站位较多, 包括A3、A5、B2、C3、C4、D3、D6和D7, 平均相似性27.2%, 表征种为拟特须虫(贡献率15.2%)和寡鳃齿吻沙蚕(贡献率13.8%); 群组II包含C1和D1, 平均相似性28.4%; 群组III和IV分别是D5和D8。

夏季可以被划分为5个群组, 群组I包含A3、B2、C1、C3、C4和D7, 平均相似性26.2%, 贡献率较高的表征种是锥唇吻沙蚕(15.7%)、寡鳃齿吻沙蚕(13.0%)和不倒翁虫(12.6%); 群组II包含A5和D3, 平均相似性25.3%, 表征种是棘刺锚参(贡献率63.4%); 群组III包含D1和D8, 平均相似性28.1%, 表征种是玉筋鱼(贡献率41.4%)和青岛文昌鱼(*Branchiostoma belcheri tsingtauense*)(贡献率29.3%); D5和D6分属于群组IV和V。

秋季在20%的相似性水平上被划分为4个群组, 群组I包括8个站位: A3、A5、C1、C3、C4、D3、D6和D7, 平均相似性34.6%, 表征种有拟特须虫(贡献率18.3%)、寡鳃齿吻沙蚕(贡献率17.2%)、不倒翁虫(贡献率17.2%)和深沟毛虫(贡献率14.6%); 群组II由D1和D5组成, 平均相似性34.3%, 表征种为东方缝栖蛤(*Hiattella orientalis*); B2和D8站则各自成

为一个群组。

3 讨论

3.1 群落种类组成和优势种变化

胶州湾地理位置优越, 底栖生物种类丰富, 但随着20世纪80年代末沿岸经济的迅速发展和菲律宾蛤仔的过度捕捞, 湾内底栖生境受到了严重破坏, 生物种类数锐减。至90年代末期为改善胶州湾生态环境, 禁止各种形式的底拖网作业, 并自2001年开始实行夏季休渔制度, 海域环境得以改善, 大型底栖动物的种数逐步恢复(王金宝等, 2011)。本次调查共采集底栖动物199种, 其中多毛类种数最多, 其次为甲壳动物或软体动物, 棘皮动物和其他类群动物种数较少。王洪法等(2011)在2000–2009年的10年间, 采集到的种数介于159–206之间, 可见每年采集到的种数未呈现一定的规律, 种数差别属正常的年际波动。与以往工作相比(李新正等, 2001; 于海燕等, 2006; 王洪法等, 2011; 王金宝等, 2011), 2014年各主要类群在总种数中所占比例基本保持稳定, 未发生大的变化。此外, 随着分类学研究的不断深入, 之前的一些不确定种得到了准确的鉴定(An & Li, 2005; 张宝琳等, 2007; Zhou et al, 2009; 韩庆喜和李新正, 2010)。据统计, 与1998–2001年相比, 2005–2009年的种类组成已增加了百余种(王金宝等, 2011)。

20世纪80年代初期的调查中, 优势种类在不同动物类群中基本呈均衡分布, 如甲壳动物中的豆形短眼蟹(*Xenophthalmus pinnotheroides*)、绒毛细足蟹(*Raphidopus ciliatus*)、日本游泳水虱(*Natatolana japonica*)和塞切尔泥钩虾(*Eriopisella sechellensis*); 软体动物中的秀丽波纹蛤(*Raetellops pulchella*)和脆壳理蛤(*Theora fragilis*); 棘皮动物中的日本倍棘蛇尾(*Amphioplus japonicus*)和细雕刻勒海胆(*Temnopleurus toreumaticus*)等。而伴随胶州湾底栖生境的不断变迁和人类活动的持续影响, 上述物种已从湾内大量消失, 相应的底栖动物群落结构亦发生了较大变化(毕洪生等, 2001)。本研究中出现优势种以多毛类为主(背蚓虫、寡鳃齿吻沙蚕、长叶索沙蚕、拟特须虫、不倒翁虫和深沟毛虫), 另外有些物种在某些站位会有较大丰度, 但在其他站位丰度极低或不出现, 达不到优势种的Y值标准。例如, 冬季的日本拟背水虱(Y值0.015)和夏季的棘刺锚参(Y值0.019)(表1), 前者在冬季航次C4站位的丰度是100 ind./m², 但在A5、C1、D1和D5站位丰度较低, 后者在夏季航次A5站位丰度高达380 ind./m², 而在A3和D3站位丰度很低。

3.2 丰度和生物量的变化

一定时期内, 特定海域中生物丰度和生物量的变化可反映其群落的变化, 进而可推断环境的变化。在计入菲律宾蛤仔的情况下, 1998–1999年胶州湾大型底栖动物的平均丰度是381.73 ind./m², 2000–2004年是304.60 ind./m² (李新正等, 2005), 2005–2009年是378.55 ind./m² (不计入则为280.88 ind./m²) (王金宝等, 2011); 根据我们的调查数据, 2014年的总平均丰度(不计菲律宾蛤仔)是209.85 ind./m², 包含菲律宾蛤仔则为354.60 ind./m², 可见近年来湾内大型底栖动物的丰度是基本稳定的。

秋冬季节的平均丰度高于春夏季节, 这可能是由于秋冬温度较低, 为个体较小的多毛类提供了更多的生存机会, 而春夏季捕食动物活跃, 控制了小个体生物的种群数量。另外, 各主要动物类群的平均丰度亦呈季节性变化(表2)。例如, 多毛类的平均丰度在秋季最高(160.83 ind./m²), 冬季(114.58 ind./m²)和春季(101.82 ind./m²)次之, 夏季最低(60.83 ind./m²); 在2005–2009年的数据中, 最高平均丰度则出现在冬季(176.48 ind./m²), 春秋次之, 夏季亦最低(119.28 ind./m²) (王金宝等, 2011)。甲壳

动物、软体动物、棘皮动物和其他类群的平均丰度在不同季节的变化也较显著。

去除菲律宾蛤仔后胶州湾大型底栖动物的年平均生物量为79.22 g/m², 计入则为350.31 g/m², 可见其对群落生物量的贡献巨大。相比王金宝等(2011) 2005–2009年统计的平均生物量变化范围24.77–41.18 g/m²有所提高。在历年平均丰度基本持平的情况下, 生物量增加, 说明近年来胶州湾的底栖生境相对稳定, 个体的生长期较长, 能够长得更大, 体重得以增加。各主要动物类群的平均生物量无明显的季节变化规律(表2)。多毛类在不同季节的平均生物量变化不大(1.09–1.32 g/m²), 且均低于2005–2009年各季节的平均生物量(2.14–3.63 g/m²) (王金宝等, 2011); 甲壳动物在春季平均生物量最高(2.47 g/m²), 夏季最低(0.57 g/m²); 软体动物的平均生物量在春、秋、冬季的变化不大, 但夏季明显偏低; 棘皮动物在夏季平均生物量最高(13.16 g/m²), 冬季最低(0.80 g/m²); 其他类群包括纽虫、鱼类等, 一般个体较大, 在夏秋季节对平均生物量的贡献最大。

从丰度和生物量的空间分布来看(图3, 4), 两者的高值区和低值区在4个季节并不一致, 而研究表明底质、温度、盐度和人为扰动等因素是进一步导致大型底栖动物的丰度和生物量呈斑块状分布的重要原因(毕洪生, 1997; 田胜艳等, 2010; 刘晓收等, 2014)。

3.3 群落多样性

胶州湾大型底栖动物群落的物种多样性指数(*H'*)、丰富度指数(*D*)和均匀度指数(*J*)的空间分布均差异较大。目前普遍认为泥沙等混合型沉积环境的多样性高于泥或砂等匀质的沉积环境, 湾内各站多属粉砂–粘土或粘土–粉砂混合型底质且水深较浅, 有机质含量高, 物种多样性较高; 而湾口外多为粗砂–砾石等匀质底质且水深流急, 物种种类单一(毕洪生, 1997; 田胜艳等, 2010; 王金宝等, 2011)。例如湾外靠近青岛市区岸边的D8站位, 底质为有机质含量低的疏松粗砂, 仅青岛文昌鱼得到发展而使群落多样性指数均偏低。当然, 除空间差异外, 群落多样性在不同季节亦有一定变化。秋冬季节的多样性指数略高于春夏季, 可能是由于春夏季湾内的人工养殖使某些优势种类如菲律宾蛤仔大量繁殖, 导致底栖生物群落失衡, 种类趋向单一、结构趋向简单, 多样性指数降低。

另外,物种多样性指数(H')不但被普遍用来描述群落的生态学特征,也常用于环境质量的评价。蔡立哲等(2002)建议将多样性指数污染评价范围分为5级:无底栖动物为严重污染; H' 值小于1,为重度污染; H' 值介于1–2之间,为中度污染; H' 值在2–3之间,轻度污染; H' 值大于3,为清洁。亦有研究表明,多样性指数评价污染程度的值与研究区域的沉积环境有关,不同生境选择多样性指数的分值有所不同(Wetsbegtsbegr et al, 1997)。李新正等(2001)曾指出,胶州湾底栖动物的物种多样性指数平均值介于3.33–3.50之间,但2014年的 H' 年平均值是2.56,属轻度污染状况,与隋吉星等(2010)对胶州湾中部海域调查得出的结论一致,说明频繁的人为活动还是在一定程度上影响了胶州湾的底栖生境,致使底栖动物多样性降低。

3.4 群落结构

早在20世纪90年代初,刘瑞玉(1992)便将湾内底栖生物划分为6个群落:(1)文昌鱼(*Branchiostoma belcheri*)群落;(2)海蛹(*Ophelina aulogaser*)–扇栉虫(*Ampharete* sp.)群落;(3)细雕刻勒海胆–日本倍棘蛇尾群落;(4)菲律宾蛤仔–日本游泳水虱群落;(5)棘刺锚参–胡桃蛤(*Leioncula* sp.)群落;(6)勒特蛤(*Raeta pulchella*)–菲律宾蛤仔群落。而随着时间的推移,其群落结构和表征种都发生了很大变化:聚类分析中,12个站位在不同季节的群组格局变化较大,只有位于湾中央的C3和C4始终处于同一群组,相似度较高;北部的站位因水深较浅,靠近河口,有机营养物质极丰富,次级生产力高于海湾的南部区域而能够在不同季节形成较大的群组(王金宝等, 2011);位于湾口及湾外的D1、D5、D6和D8等受粗砂底质及海流的影响各自成为一个群组。影响群落结构的因素主要包括生物和非生物因素(水深、海流、粒度、温度和盐度等)(毕洪生, 1997; 刘晓收等, 2014)。于海燕等(2006)研究指出,胶州湾底质特征是控制底栖生物分布和丰度的重要因子;田胜艳等(2010)将胶州湾大型底栖动物的丰度和生物量分别与环境因子(水深、沉积物粒径组成及有机质质量分数、含水量、叶绿素质量比)进行相关性分析,结果显示丰度与所测的各项环境变量均表现出显著的相关性,生物量则复杂些,在不同季节与不同环境变量呈现显著相关;亦有分析表明影响胶州湾及其邻近海域鱼类群落结构的主要环境因子为水温、盐

度和pH,其次是底质类型(翟璐等, 2014)。在今后的调查中,应着重加强对环境因子的监测和分析,以期更好地阐明其与大型底栖动物群落结构变化的作用机制。

海洋中的底栖动物能够通过营养关系在水层底栖耦合过程中将生态系统连接为一个整体,其种类组成、群落结构等生态特点能够反映人类活动对海洋生态造成的影响(李新正等, 2012)。例如,头索动物青岛文昌鱼对栖息地的海水、底质等环境条件要求较高,仅分布于胶州湾有机质含量低且为纯净粗砂的个别站位,在2000–2009年的10年间有6个年度的优势度 Y 值介于0.013–0.042之间,被认为是胶州湾的常见种(王洪法等, 2011)。然而在2014年度的调查中发现其种群数量锐减,年平均 Y 值仅为0.0009,充分说明胶州湾海域环境质量有所降低。一直以来,胶州湾顶部广阔的潮滩都是海岸带围填海开发的重点,海湾面积的持续减少,直接导致其自净能力降低,使生态系统的健康受到威胁(李颖虹, 2010; 雷宁等, 2013);同时,陆源污水的大量排放、海水养殖过程中投放的过量饵料等都会使海水富营养化,加剧赤潮、水母暴发等海洋灾害。虽然胶州湾的环境已从20世纪90年代严重污染的状态逐渐恢复,但物种多样性指数(H')的年平均值不足3.00,亦从侧面说明目前仍存在一定程度的污染。对此,建议进一步提高胶州湾近岸海域环境管理力度,继续开展长期连续的监测,探索有效的综合治理措施,使胶州湾海洋生态系统得以持续健康的发展。

致谢: 王金宝、董栋、寇琦、隋吉星、甘志彬、龚琳、王跃云等参加了本研究的野外考察、实验室样品处理和鉴定等工作,并在论文写作过程中提出了良好建议;中国科学院海洋生物标本馆管理员为本研究的样品处理给予了大力支持和协助,在此一并致以衷心的感谢。

参考文献

- An JM, Li XZ (2005) First record of the family Spengeliidae (Hemichordata: Enteropneusta) from Chinese waters, with description of a new species. *Journal of Natural History*, 39, 1995–2004.
- Bi HS (1997) The environmental influences on macrobenthos in Jiaozhou Bay. *Marine Science*, 21(1), 37–40. (in Chinese) [毕洪生 (1997) 胶州湾环境对底栖生物的影响. *海洋科学*, 21(1), 37–40.]

- Bi HS, Feng W (1996) The diversity of macrobenthos in Jiaozhou Bay. *Marine Science*, 20(6), 58–62. (in Chinese with English abstract) [毕洪生, 冯卫 (1996) 胶州湾底栖生物多样性初探. *海洋科学*, 20(6), 58–62.]
- Bi HS, Sun S, Sun DY (2001) Changes of macrobenthic communities in Jiaozhou Bay. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 32, 132–138. (in Chinese with English abstract) [毕洪生, 孙松, 孙道远 (2001) 胶州湾大型底栖生物群落结构的变化. *海洋与湖沼*, 32, 132–138.]
- Cai LZ, Ma L, Gao Y, Zheng TL, Lin P (2002) Analysis on assessing criterion for polluted situation using species diversity index of marine macrofauna. *Journal of Xiamen University*, 41, 641–646. (in Chinese with English abstract) [蔡立哲, 马丽, 高阳, 郑天凌, 林鹏 (2002) 海洋底栖动物多样性指数污染程度评价标准的分析. *厦门大学学报*, 41, 641–646.]
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18, 117–143.
- Dong P, Zhang HB, Ye XS, Xu R, Zhou J (2015) Community structure and biodiversity characteristics of macrobenthos in the middle of Xiangshan Bay. *Journal of Shanghai Ocean University*, 24, 430–440. (in Chinese with English abstract) [董鹏, 张海波, 叶仙森, 徐韧, 周进 (2015) 象山港中部海域大型底栖动物群落组成及多样性特征. *上海海洋大学学报*, 24, 430–440.]
- Gurjanova PV, Wu BL (1963) Benthic community from Jiaozhou Bay. *Studia Marina Sinica*, (3), 51–61. (in Chinese) [古丽娅诺娃, 吴宝铃 (1963) 胶州湾底栖生物群落. *海洋科学集刊*, (3), 51–61.]
- Han QX, Li XZ (2010) Records of the Crangonidae (Crustacea, Decapoda, Caridea) species from the Yellow Sea and Bohai Sea. *Acta Zootaxonomica Sinica*, 35, 227–239. (in Chinese with English abstract) [韩庆喜, 李新正 (2010) 黄、渤海褐虾科(甲壳动物亚门, 软甲纲, 十足目)记述. *动物分类学报*, 35, 227–239.]
- Lei N, Hu XY, Zhou XH (2013) Evolution process and ecological effect analysis of reclamation in Jiaozhou Bay. *Marine Environmental Science*, 32, 506–509. (in Chinese with English abstract) [雷宁, 胡小颖, 周兴华 (2013) 胶州湾围填海的演进过程及其生态环境影响分析. *海洋环境科学*, 32, 506–509.]
- Li BQ, Li XZ, Wang HF, Zhang BL (2006) Species diversity of macrobenthic mollusk fauna in Jiaozhou Bay, Shandong. *Biodiversity Science*, 14, 136–144. (in Chinese with English abstract) [李宝泉, 李新正, 王洪法, 张宝琳 (2006) 胶州湾大型底栖软体动物物种多样性研究. *生物多样性*, 14, 136–144.]
- Li NS (2006) Natural Environment and Geological Evolution of Jiaozhou Bay. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [李乃胜 (2006) 胶州湾自然环境与底质变化. 海洋出版社, 北京.]
- Li XZ, Yu HY, Wang YQ, Shuai LM, Zhang BL, Liu RY (2001) Study on species diversity of macrobenthic fauna in Jiaozhou Bay. *Biodiversity Science*, 9, 80–84. (in Chinese with English abstract) [李新正, 于海燕, 王永强, 帅莲梅, 张宝琳, 刘瑞玉 (2001) 胶州湾大型底栖动物的物种多样性现状. *生物多样性*, 9, 80–84.]
- Li XZ, Yu HY, Wang YQ, Shuai LM, Zhang BL, Li XH (2002) Study on the quantitative dynamics of macrobenthos in Jiaozhou Bay. *Studia Marina Sinica*, 44, 66–73. (in Chinese with English abstract) [李新正, 于海燕, 王永强, 帅莲梅, 张宝琳, 李笑红 (2002) 胶州湾大型底栖动物数量动态的研究. *海洋科学集刊*, 44, 66–73.]
- Li XZ, Wang HF, Zhang BL (2005) The secondary production of macrobenthos in Jiaozhou Bay, Shandong. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 36, 527–533. (in Chinese with English abstract) [李新正, 王洪法, 张宝琳 (2005) 胶州湾大型底栖动物次级生产力初探. *海洋与湖沼*, 36, 527–533.]
- Li XZ, Wang HF, Zhang BL, Ma L, Zhang L (2012) Advance of the study on the macrobenthos from the Yellow Sea and East China Sea. *Sustainable Development*, (2), 80–102. (in Chinese with English abstract) [李新正, 王洪法, 张宝琳, 马林, 张立 (2012) 黄海和东海大型底栖生物生态学研究进展. *可持续发展*, (2), 80–102.]
- Li YH (2010) The Study of Jiaozhou Bay Ecosystem Dynamic Change. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao. (in Chinese with English abstract) [李颖虹 (2010) 胶州湾生态系统动态变化研究. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 青岛.]
- Liu RY (1992) Ecology and Living Resources of Jiaozhou Bay. Science Press, Beijing. (in Chinese) [刘瑞玉 (1992) 胶州湾生态学和生物资源. 科学出版社, 北京.]
- Liu XS, Fan Y, Shi SJ, Hua E, Zhang ZN (2014) Studies on the species composition and community structure of macrofauna in the Bohai Sea, China. *Acta Oceanologica Sinica*, 36(12), 53–66. (in Chinese with English abstract) [刘晓收, 范颖, 史书杰, 华尔, 张志南 (2014) 渤海大型底栖动物种类组成与群落结构研究. *海洋学报*, 36(12), 53–66.]
- Ma LJ, Yang XG, Qi YL, Liu YX, Zhang JZ (2014) Oceanic area change and contribution factor of Jiaozhou Bay. *Scientia Geographica Sinica*, 34, 365–369. (in Chinese with English abstract) [马立杰, 杨曦光, 祁雅莉, 刘艳霞, 张金枝 (2014) 胶州湾海域面积变化及原因探讨. *地理科学*, 34, 365–369.]
- Margalef R (1968) Perspective in Ecological Theory. University of Chicago Press, Chicago.
- Pielou EC (1966) The use of information theory in the study of ecological succession. *Journal of Theoretical Biology*, 10, 370–383.
- Qi YP, Yang XF, Song WP, Yin WH (2015) Ecological problems and countermeasures of Jiaozhou Bay. *Journal of Guangxi Academy of Sciences*, 31(2), 94–96. (in Chinese with English abstract) [齐衍萍, 杨晓飞, 宋文鹏, 尹维翰 (2015) 胶州湾海域生态问题及解决对策. *广西科学院学报*, 31(2), 94–96.]

- Shannon CE, Wiener W (1949) The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Sui JX, Yu ZS, Qu FY, Liu WX (2010) Preliminary ecological study of the macrobenthos in the middle part of the Jiaozhou Bay. Marine Science, 34(5), 1–6. (in Chinese with English abstract) [隋吉星, 于子山, 曲方圆, 刘卫霞 (2010) 胶州湾中部海域大型底栖生物生态学初步研究. 海洋科学, 34(5), 1–6.]
- Sun RY (1992) Principle of Animal Ecology, 2nd edn. Beijing Normal University Press, Beijing. (in Chinese) [孙儒泳 (1992) 动物生态学原理(第二版). 北京师范大学出版社, 北京.]
- Tian SY, Zhang WL, Yu ZS, Zhang ZN (2010) Abundance, biomass and secondary production of macrobenthos in the Jiaozhou Bay, China. Marine Science, 34(6), 81–87. (in Chinese with English abstract) [田胜艳, 张文亮, 于子山, 张志南 (2010) 胶州湾大型底栖动物的丰度、生物量和生产量研究. 海洋科学, 34(6), 81–87.]
- Wang HF, Li XZ, Wang JB (2011) Macrobenthic composition and its changes in the Jiaozhou Bay during 2000–2009. Oceanologia et Limnologia Sinica, 42, 738–752. (in Chinese with English abstract) [王洪法, 李新正, 王金宝 (2011) 2000–2009年胶州湾大型底栖动物的种类组成及变化. 海洋与湖沼, 42, 738–752.]
- Wang JB, Li XZ, Wang HF, Zhang BL (2011) Ecological study on the macrobenthos in the Jiaozhou Bay in 2005–2009. Oceanologia et Limnologia Sinica, 42, 728–737. (in Chinese with English abstract) [王金宝, 李新正, 王洪法, 张宝琳 (2011) 2005–2009年胶州湾大型底栖动物生态学研究. 海洋与湖沼, 42, 728–737.]
- Wetsbegrijsbegr SB, Rnaasinhge JA, Dauer DM, Schaffner LC, Diaz RJ, Frithsen JB (1997) An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. Estuaries, 20, 149–158.
- Xu ZL, Chen YQ (1989) Aggregated intensity of dominant species of zooplankton in autumn in the East China Sea and Yellow Sea. Chinese Journal of Ecology, 8(4), 13–15. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼, 陈亚瞿 (1989) 东海秋季浮游动物优势种聚集强度与鲶鱼渔场的关系. 生态学杂志, 8(4), 13–15.]
- Yu HY, Li XZ, Li BQ, Wang JB, Wang HF (2006) The species diversity of macrobenthic fauna in Jiaozhou Bay. Acta Ecologica Sinica, 26, 416–422. (in Chinese with English abstract) [于海燕, 李新正, 李宝泉, 王金宝, 王洪法 (2006) 胶州湾大型底栖动物生物多样性现状. 生态学报, 26, 416–422.]
- Zhai L, Han DY, Fu DJ, Zhang CL, Xue Y (2014) Fish community structure and the relationship with environmental factors in Jiaozhou Bay and adjacent waters. Journal of Fishery Sciences of China, 21, 810–821. (in Chinese with English abstract) [翟璐, 韩东燕, 傅道军, 张崇良, 薛莹 (2014) 胶州湾及其邻近海域鱼类群落结构及与环境因子的关系. 中国水产科学, 21, 810–821.]
- Zhang BL, Wang HF, Zhang WY, Li BQ, Li XZ (2007) Species and distribution of Enteropneusta from Jiaozhou. Marine Science, 31(2), 65–67. (in Chinese with English abstract) [张宝琳, 王洪法, 张文勇, 李宝泉, 李新正 (2007) 胶州湾肠鳃类种类与分布. 海洋科学, 31(2), 65–67.]
- Zhao SJ (2002) Long-term Changes of Main Ecological Factors of the Jiaozhou Bay Ecosystem. PhD dissertation, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao. (in Chinese with English abstract) [赵淑江 (2002) 胶州湾生态系统主要生态因子的长期变化. 博士学位论文, 中国科学院海洋研究所, 青岛.]
- Zhou H, Zhang ZN (2003) Rationale of the multivariate statistical software PRIMER and its application in benthic community ecology. Journal of Ocean University of Qingdao, 33(1), 58–64. (in Chinese with English abstract) [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.]
- Zhou J, Ji W, Li XZ (2009) A new species of *Scolecopsis* (Polychaeta: Spionidae) from sandy beaches in China, with a review of Chinese *Scolecopsis* species. Zootaxa, 6(2236), 37–49.

(责任编辑: 徐奎栋 责任编辑: 闫文杰)

附录 Supplementary Material

附录1 2014年胶州湾大型底栖动物物种名录

Appendix 1 Macrobenthic species list recorded in Jiaozhou Bay in 2014

<http://www.biodiversity-science.net/fileup/PDF/2015264-1.pdf>

附录 1 2014 年胶州湾大型底栖动物物种名录

Appendix 1 Macrobenthic species list recorded in Jiaozhou Bay in 2014

科中文名	科拉丁名	种中文名	种拉丁名
腔肠动物门 Coelenterata			
钟螅科	Campanulariidae	中国根茎螅	<i>Rhizocaulus chinensis</i>
棒海鳃科	Veretillidae	海仙人掌	<i>Cavernularia</i> sp.
沙簪海鳃科	Virgulariidae	沙簪	<i>Virgularia</i> sp.
扁形动物门 Platyhelminthes			
背涡虫科	Notoplanidae	薄背涡虫	<i>Notocomplana humilis</i>
纽形动物门 Nemertinea			
合孔科	Amphiporidae	斑两用孔纽虫	<i>Amphiporus punctatulus</i>
环节动物门 Annelida			
帚毛虫科	Sabellariidae	锥毛似帚毛虫	<i>Lygdamis giardi</i>
缨鳃虫科	Sabellidae	领管缨虫	<i>Chone collaris</i>
缨鳃虫科	Sabellidae	温哥华真旋虫	<i>Eudistylia vancouveri</i>
缨鳃虫科	Sabellidae	巨刺缨虫	<i>Potamilla myriops</i>
缨鳃虫科	Sabellidae	缨鳃虫	<i>Sabella pencillus</i>
扇毛虫科	Flabelligeridae	绒毛肾扇虫	<i>Brada villosa</i>
扇毛虫科	Flabelligeridae	孟加拉海扇虫	<i>Pherusa bengalensis</i>
丝鳃虫科	Cirratulidae	刚鳃虫	<i>Chaetozone sefosa</i>
丝鳃虫科	Cirratulidae	细丝鳃虫	<i>Cirratulus filiformis</i>
丝鳃虫科	Cirratulidae	须鳃虫	<i>Cirriformia tentaculata</i>
丝鳃虫科	Cirratulidae	多丝独毛虫	<i>Tharyx multifilis</i>
双栉虫科	Ampharetidae	扁鳃扇栉虫	<i>Amphicteis scophrobranchiata</i>
双栉虫科	Ampharetidae	纳氏沟栉虫	<i>Anobothrus nataliae</i>
双栉虫科	Ampharetidae	毛鳃尖栉虫	<i>Lysippe trichobranchia</i> sp. nov.
双栉虫科	Ampharetidae	米列虫	<i>Melinna cristata</i>
笔帽虫科	Pectinariidae	连膜帽虫	<i>Lagis bocki</i>
笔帽虫科	Pectinariidae	那不勒斯膜帽虫	<i>Lagis neapolitana</i>
蛭龙介科	Terebellidae	扁蛭虫	<i>Loimia medusa</i>
蛭龙介科	Terebellidae	树蛭虫	<i>Pista cristata</i>
毛鳃虫科	Trichobranchidae	双毛鳃虫	<i>Trichobranchus bibranchiatus</i>
海稚虫科	Spionidae	锥稚虫	<i>Aonides oxycephala</i>
海稚虫科	Spionidae	后稚虫	<i>Laonice cirrata</i>
海稚虫科	Spionidae	日本细稚齿虫	<i>Prionospio japonica</i>
杂毛虫科	Poecilochaetidae	蛇杂毛虫	<i>Poecilochaetus serpens</i>
吻沙蚕科	Glyceridae	锥唇吻沙蚕	<i>Glycera onomichiensis</i>
吻沙蚕科	Glyceridae	长突半足沙蚕	<i>Hemipodus yenouensis</i>
角吻沙蚕科	Goniadidae	寡节甘吻沙蚕	<i>Glycinde gurjanovae</i>
角吻沙蚕科	Goniadidae	日本角吻沙蚕	<i>Goniada japonica</i>
多鳞虫科	Polynoidae	渤海格鳞虫	<i>Gattyana pohaiensis</i>
多鳞虫科	Polynoidae	亚洲哈鳞虫	<i>Harmothoe asiatica</i>

多鳞虫科	Polynoidae	覆瓦哈鳞虫	<i>Harmothoë imbricata</i>
多鳞虫科	Polynoidae	有齿背鳞虫	<i>Lepidonotus dentatus</i>
多鳞虫科	Polynoidae	软背鳞虫	<i>Lepidonotus helotypus</i>
锡鳞虫科	Sigalionidae	黄海刺梳鳞虫	<i>Ehlersileanira incisa hwanghaiensis</i>
锡鳞虫科	Sigalionidae	日本强鳞虫	<i>Sthenolepis japonica</i>
特须虫科	Lacydonidae	拟特须虫	<i>Paralacydonia paradoxa</i>
叶须虫科	Phyllodocidae	中华半突虫	<i>Phyllodoce chinensis</i>
叶须虫科	Phyllodocidae	格棱兰半突虫	<i>Phyllodoce groenlandica</i>
叶须虫科	Phyllodocidae	叶须虫	<i>Phyllodoce laminosa</i>
叶须虫科	Phyllodocidae	梭须半突虫	<i>Phyllodoce madeirensis</i>
叶须虫科	Phyllodocidae	乳突半突虫	<i>Phyllodoce papillosa</i>
齿吻沙蚕科	Nephtyidae	中华内卷齿蚕	<i>Aglaophamus sinensis</i>
齿吻沙蚕科	Nephtyidae	无疣齿吻沙蚕	<i>Inermonephtys inermis</i>
齿吻沙蚕科	Nephtyidae	囊叶齿吻沙蚕	<i>Nephtys caeca</i>
齿吻沙蚕科	Nephtyidae	寡鳃齿吻沙蚕	<i>Nephtys oligobranchia</i>
沙蚕科	Nereididae	羽须鳃沙蚕	<i>Dendronereis pinnaticirris</i>
沙蚕科	Nereididae	日本刺沙蚕	<i>Neanthes japonica</i>
沙蚕科	Nereididae	长须沙蚕	<i>Nereis longior</i>
沙蚕科	Nereididae	游沙蚕	<i>Nereis pelagica</i>
沙蚕科	Nereididae	背褶沙蚕	<i>Tambalagama fauveli</i>
海女虫科	Hesionidae	双小健足虫	<i>Micropodarke dubia</i>
海女虫科	Hesionidae	狭细蛇潜虫	<i>Ophiodromus angutifrons</i>
白毛虫科	Pilargidae	巴氏钩毛虫	<i>Sigambra bassi</i>
白毛虫科	Pilargidae	花冈钩毛虫	<i>Sigambra hanaokai</i>
白毛虫科	Pilargidae	长须钩毛虫	<i>Sigambra tentaculata</i>
裂虫科	Syllidae	额刺裂虫	<i>Ehlersia cornuta</i>
仙虫科	Amphinomidae	含糊拟刺虫	<i>Linopherus ambigua</i>
仙虫科	Amphinomidae	边鳃拟刺虫	<i>Linopherus paucibranchiata</i>
索沙蚕科	Lumbrineridae	双唇索沙蚕	<i>Lumbrineris cruzensis</i>
索沙蚕科	Lumbrineridae	异足索沙蚕	<i>Lumbrineris heteropoda</i>
索沙蚕科	Lumbrineridae	短叶索沙蚕	<i>Lumbrineris latreilli</i>
索沙蚕科	Lumbrineridae	长叶索沙蚕	<i>Lumbrineris longifolia</i>
索沙蚕科	Lumbrineridae	四索沙蚕	<i>Lumbrineris tetraura</i>
矾沙蚕科	Eunicidae	矾沙蚕	<i>Eunice aphroditois</i>
矾沙蚕科	Eunicidae	扁平岩虫	<i>Marphysa depressa</i>
竹节虫科	Maldanidae	真节虫	<i>Euclymene oerstedii</i>
竹节虫科	Maldanidae	缩头竹节虫	<i>Maldane sarsi</i>
竹节虫科	Maldanidae	拟节虫	<i>Praxillella praeterriffsa</i>
小头虫科	Capitellidae	小头虫	<i>Capitella capitata</i>
小头虫科	Capitellidae	厚鳃蚕	<i>Dasybranchus caducus</i>
小头虫科	Capitellidae	丝异须虫	<i>Heteromastus filiformis</i>
小头虫科	Capitellidae	中蚓虫	<i>Mediomastus californiensis</i>
小头虫科	Capitellidae	背毛背蚓虫	<i>Notomastus aberans</i>
小头虫科	Capitellidae	背蚓虫	<i>Notomastus latericeus</i>

海蛭科	Opheliidae	角海蛭	<i>Ophelina acuminata</i>
锥头虫科	Orbiniidae	膜囊尖锥虫	<i>Scoloplos marsupialis</i>
异毛虫科	Paraonidae	独指虫	<i>Aricidea fragilis</i>
单指虫科	Cossuridae	拟单指虫	<i>Cossurella dimorpha</i>
不倒翁虫科	Sternaspidae	不倒翁虫	<i>Sternaspis scutata</i>
软体动物门 Mollusca			
铰石鳖科	Ischnochitonidae	朝鲜鳞带石鳖	<i>Lepidozona coreanica</i>
顶管角贝科	Episiphonidae	胶州湾顶管角贝	<i>Episiphon kaochowwanense</i>
马蹄螺科	Trochidae	单一丽口螺	<i>Calliostoma unicum</i>
丽口螺科	Calliostomatidae	口马丽口螺	<i>Calliostoma koma</i>
帆螺科	Calyptraeidae	扁平管帽螺	<i>Siphopatella walshi</i>
玉螺科	Naticidae	扁玉螺	<i>Neverita didyma</i>
梯螺科	Epitoniidae	习氏阿玛螺	<i>Amaea thielei</i>
光螺科	Eulimidae	马丽亚瓷光螺	<i>Eulima maria</i>
核螺科	Columbellidae	丽小笔螺	<i>Mitrella bella</i>
织纹螺科	Nassariidae	秀丽织纹螺	<i>Nassarius festivus</i>
织纹螺科	Nassariidae	半褶织纹螺	<i>Nassarius semiplicatus</i>
织纹螺科	Nassariidae	红带织纹螺	<i>Nassarius succinctus</i>
塔螺科	Turridae	杰氏裁判螺	<i>Inquisitor jeffreysii</i>
露齿螺科	Ringiculidae	耳口露齿螺	<i>Ringicula doliaris</i>
囊螺科	Restusidae	尖卷螺	<i>Rhizorus radiola</i>
三叉螺科	Cylichnidae	圆筒原盒螺	<i>Eocylichna braunsi</i>
壳蛞蝓科	Philinidae	银白齿缘壳蛞蝓	<i>Yokoyamaia argentata</i>
胡桃蛤科	Nuculidae	豆形胡桃蛤	<i>Nucula faba</i>
蚶科	Arcidae	内褶拟蚶	<i>Arcopsis interplicata</i>
蚶科	Arcidae	对称拟蚶	<i>Arcopsis symmetrica</i>
蚶科	Arcidae	毛蚶	<i>Scapharca kagoshimensis</i>
贻贝科	Mytilidae	凸壳肌蛤	<i>Musculus senhousia</i>
铰蛤科	Limidae	函馆雪铰蛤	<i>Limaria hakodatensis</i>
牡蛎科	Ostreidae	长牡蛎	<i>Crassostrea gigas</i>
牡蛎科	Ostreidae	猫爪牡蛎	<i>Talonostrea talonata</i>
蹄蛤科	Ungulinidae	津知圆蛤	<i>Cycladicama tsuchi</i>
蛤蜊科	Mactridae	秀丽波纹蛤	<i>Raetellops pulchella</i>
樱蛤科	Tellinidae	圆楔樱蛤	<i>Cadella narutoensis</i>
樱蛤科	Tellinidae	彩虹明樱蛤	<i>Moerella iridescens</i>
樱蛤科	Tellinidae	江户明樱蛤	<i>Moerella jedoensis</i>
双带蛤科	Semelidae	内肋蛤	<i>Endopleura lubrica</i>
双带蛤科	Semelidae	微小海螂	<i>Leptomya minuta</i>
双带蛤科	Semelidae	理蛤	<i>Theora lata</i>
竹蛏科	Solenidae	小刀蛏	<i>Cultellus attenuatus</i>
竹蛏科	Solenidae	短竹蛏	<i>Solen dunkerianus</i>
刀蛏科	Cultellidae	小刀蛏	<i>Cultellus attenuatus</i>
帘蛤科	Veneridae	凸镜蛤	<i>Dosinia derupta</i>
帘蛤科	Veneridae	菲律宾蛤仔	<i>Ruditapes philippinarum</i>

缝栖蛤科	Hiatellidae	东方缝栖蛤	<i>Hiatella orientalis</i>
色雷西蛤科	Thracidae	金星蝶铰蛤	<i>Trigonothracia jinxingae</i>
节肢动物门 Arthropoda			
藤壶科	Balanidae	糊斑藤壶	<i>Balanus cirratus</i>
虾蛄科	Squillae	口虾蛄	<i>Oratosquilla oratoria</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	博氏双眼钩虾	<i>Ampelisca bocki</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	短角双眼钩虾	<i>Ampelisca brevicornis</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	轮双眼钩虾	<i>Ampelisca cyclops</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	美原双眼钩虾	<i>Ampelisca miharaensis</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	中型双眼钩虾	<i>Ampelisca miops</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	三崎双眼钩虾	<i>Ampelisca misakiensis</i>
双眼钩虾科	Ampeliscidae	日本沙钩虾	<i>Byblis japonicus</i>
螺赢蜚科	Corophiidae	日本拟钩虾	<i>Gammaropsis japonica</i>
螺赢蜚科	Corophiidae	大螺赢蜚	<i>Sinocorophium major</i>
螺赢蜚科	Corophiidae	中华螺赢蜚	<i>Sinocorophium sinence</i>
利尔钩虾科	Lijeborgiidae	弯指铲钩虾	<i>Listriella curvidactyla</i>
马尔他钩虾科	Melitidae	头角泥钩虾	<i>Eriopisella propagatio</i>
马尔他钩虾科	Melitidae	塞切尔泥钩虾	<i>Eriopisella sechellensis</i>
马尔他钩虾科	Melitidae	长指马尔他钩虾	<i>Melita longidactyla</i>
合眼钩虾科	Oedicerotidae	胶州湾壳颚钩虾	<i>Chitinomandibulum jiaozhouwanensis</i>
涟虫科	Bodotriidae	舌突圆涟虫	<i>Cyclaspis linguiloba</i>
涟虫科	Bodotriidae	宽甲古涟虫	<i>Eocuma lata</i>
涟虫科	Bodotriidae	细长涟虫	<i>Iphinoe tenera</i>
尖额涟虫科	Leuconidae	二齿半尖额涟虫	<i>Hemileucon bidentatus</i>
拟背水虱科	Paranthuridae	日本拟背水虱	<i>Paranthura japonica</i>
浪漂水虱科	Cirolanidae	日本游泳水虱	<i>Natatolana japonensis</i>
对虾科	Penaeidae	细巧仿对虾	<i>Parapenaeopsis tenella</i>
对虾科	Penaeidae	鹰爪虾	<i>Trachysalambria curvirostris</i>
鼓虾科	Alpheidae	短脊鼓虾	<i>Alpheus brevicristatus</i>
鼓虾科	Alpheidae	鲜明鼓虾	<i>Alpheus distinguendus</i>
鼓虾科	Alpheidae	日本鼓虾	<i>Alpheus japonicus</i>
鼓虾科	Alpheidae	日本角鼓虾	<i>Athanas japonicus</i>
藻虾科	Hippolytidae	中华安乐虾	<i>Eualus sinensis</i>
藻虾科	Hippolytidae	直额七腕虾	<i>Heptacarpus rectirostris</i>
藻虾科	Hippolytidae	疣背深额虾	<i>Latreutes planirostris</i>
长眼虾科	Ogyrididae	东方长眼虾	<i>Ogyrides orientalis</i>
玻璃虾科	Pasiphaeidae	尖尾细螯虾	<i>Leptochela aculeocaudata</i>
玻璃虾科	Pasiphaeidae	细螯虾	<i>Leptochela gracilis</i>
美人虾科	Callinassidae	美人虾	<i>Callianassa</i> sp.
蝼蛄虾科	Upogebiidae	伍氏奥蝼蛄虾	<i>Upogebia wuhsienweni</i>
瓷蟹科	Porcellanidae	锯额豆瓷蟹	<i>Pisidia serratifrons</i>
瓷蟹科	Porcellanidae	绒毛细足蟹	<i>Raphidopus ciliatus</i>
关公蟹科	Dorippidae	日本拟平家蟹	<i>Heikeopsis japonica</i>
长脚蟹科	Goneplacidae	隆线强蟹	<i>Eucrate crenata</i>

六足蟹科	Hexapodidae	颗粒仿六足蟹	<i>Hexapinus granuliferus</i>
菱蟹科	Parthenopidae	强壮武装紧握菱蟹	<i>Enoplolambrus validus</i>
毛刺蟹科	Pilumnidae	团岛毛刺蟹	<i>Pilumnus tuantaoensis</i>
毛刺蟹科	Pilumnidae	裸盲蟹	<i>Typhlocarcinus nudus</i>
豆蟹科	Pinnotheridae	异足倒颚蟹	<i>Asthenognathus inaequipes</i>
豆蟹科	Pinnotheridae	豆形短眼蟹	<i>Xenophthalmus pinnotheroides</i>

腕足动物门 Brachiopoda

贯壳贝科	Terebrataliidae	酸浆贯壳贝	<i>Terebratalia coreanica</i>
------	-----------------	-------	-------------------------------

棘皮动物门 Echinodermata

海羊齿科	Antedonidae	锯羽丽海羊齿	<i>Antedon serrata</i>
砂海星科	Luidiidae	砂海星	<i>Luidia quinaria</i>
海盘车科	Asteriidae	多棘海盘车	<i>Asterias amurensis</i>
阳遂足科	Amphiuridae	日本倍棘蛇尾	<i>Amphiplus japonicus</i>
阳遂足科	Amphiuridae	光亮倍棘蛇尾	<i>Amphiplus lucidus</i>
阳遂足科	Amphiuridae	中华倍棘蛇尾	<i>Amphiplus sinicus</i>
阳遂足科	Amphiuridae	滩栖阳遂足	<i>Amphiura vadicola</i>
辐蛇尾科	Ophiactidae	近辐蛇尾	<i>Ophiactis affinis</i>
刺蛇尾科	Ophiotrichidae	马氏刺蛇尾	<i>Ophiothrix marenzelleri</i>
真蛇尾科	Ophiuridae	金氏真蛇尾	<i>Ophiura kinbergi</i>
刻肋海胆科	Temnopleuridae	哈氏刻肋海胆	<i>Temnopleurus hardwicki</i>
刻肋海胆科	Temnopleuridae	细雕刻肋海胆	<i>Temnopleurus toreumaticus</i>
硬瓜参科	Sclerodactylidae	丛足硬瓜参	<i>Sclerodactyla multipes</i>
沙鸡子科	Phyllophoridae	陆氏花海参	<i>Anthochirus loui</i>
尻参科	Caudinidae	海地瓜	<i>Acaudina molpadioides</i>
尻参科	Caudinidae	海棒槌	<i>Paracaudina chilensis</i>
锚参科	Synaptidae	棘刺锚参	<i>Protankyra bidentata</i>

半索动物门 Hemichordata

史氏柱头虫科	Spengeliidae	青岛橡头虫	<i>Glandiceps qingdaoensis</i>
--------	--------------	-------	--------------------------------

尾索动物门 Urochordata

柄海鞘科	Styelidae	柄海鞘	<i>Styela clava</i>
------	-----------	-----	---------------------

头索动物门 Cephalochordata

文昌鱼科	Branchiostomidae	青岛文昌鱼	<i>Brachyostoma japonicum</i>
------	------------------	-------	-------------------------------

脊椎动物门 Vertebrata

锦鲷科	Pholidae	云鲷	<i>Enedrias nebulosus</i>
玉筋鱼科	Ammodytidae	玉筋鱼	<i>Ammodytes peronatus</i>
虾虎鱼科	Gobiidae	普氏细棘虾虎鱼	<i>Acentrogobius pflaumii</i>
虾虎鱼科	Gobiidae	中华栉孔虾虎鱼	<i>Ctenotrypauchen chinensis</i>
虾虎鱼科	Gobiidae	小头栉孔虾虎鱼	<i>Ctenotrypauchen microcephalus</i>
虾虎鱼科	Gobiidae	红狼牙虾虎鱼	<i>Odontamblyopus lacepedii</i>
虾虎鱼科	Gobiidae	纹缟虾虎鱼	<i>Tridentiger trionocephalus</i>

各类群按系统排序, 科下阶元按拉丁学名首字音序排列。

• 研究报告 •

2013年夏威夷东南部海区表层砂壳纤毛虫的群落结构和分布特征

王超锋^{1,2,3} 李海波^{1,2,3} 张武昌^{1,2*} 赵丽^{1,2} 赵苑^{1,2} 肖天^{1,2}

1 (中国科学院海洋研究所海洋生态与环境科学重点实验室, 山东青岛 266071)

2 (青岛海洋科学与技术国家实验室海洋生态与环境科学功能实验室, 山东青岛 266071)

3 (中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 鉴于东太平洋热带海区表层砂壳纤毛虫和其他微型浮游动物的群落结构资料几乎空白, 我们于2013年8月14日至9月18日在夏威夷东南部海区的23个站位采样调查了表层砂壳纤毛虫群落。23个站位共采集到砂壳纤毛虫22属36种, 均为透明壳种类。各站砂壳纤毛虫种丰富度范围为15–21种, 总丰度范围为4,730–23,693个/m³, 生物量范围为9.60–88.61 µg C/m³。本海区主要优势种为镯形囊坎虫(*Ascampbelliella armilla*)、斯廷细瓮虫(*Steenstrypiella steenstrupii*)、薄壳真铃虫(*Eutintinnus tenuis*)和纤弱细瓮虫(*Steenstrypiella gracilis*), 这4种主要优势种的口径范围不同。

关键词: 砂壳纤毛虫; 群落结构; 夏威夷; 丰度; 生物量; 优势种; 水平分布

Analyzing the tintinnid community structure and distribution in the surface waters southeast of Hawaii from a cruise in 2013

Chaofeng Wang^{1,2,3}, Haibo Li^{1,2,3}, Wuchang Zhang^{1,2*}, Li Zhao^{1,2}, Yuan Zhao^{1,2}, Tian Xiao^{1,2}

1 Key Laboratory of Marine Ecology and Environmental Sciences, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

2 Laboratory of Marine Ecology and Environmental Science, Qingdao National Laboratory for Marine Science and Technology, Qingdao, Shandong 266071

3 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049

Abstract: The species richness and abundance of tintinnids in the surface waters at 23 stations located in southeast of Hawaii were investigated between 14 August and 18 September 2013. A total of 36 species in 22 genera were identified. All tintinnid species had hyaline loricae. The species richness of tintinnids in each station ranged from 15 to 21. Tintinnid abundance and biomass ranged from 4,730 to 23,693 ind./m³, and from 9.60 to 88.61 µg C/m³, respectively. The top four dominant species were *Ascampbelliella armilla*, *Steenstrypiella steenstrupii*, *Eutintinnus tenuis* and *S. gracilis*. These top four dominant species were in different lorica oral diameter (LOD) size-classes.

Key words: Tintinnid; community structure; Hawaii; abundance; biomass; dominant species; horizontal distribution

砂壳纤毛虫是一类具壳的纤毛虫原生动, 属于纤毛门旋毛纲环毛亚纲砂壳目(Lynn, 2008)。根据壳上有无外来黏着颗粒, 可将其分为黏着壳(agglutinated)和透明壳(hyaline)两大类(Capriulo et al, 1982; 张武昌等, 2012)。壳的长度约20–300 µm, 口径为5–140 µm (张武昌等, 2012)。口径是砂壳纤

毛虫形态特征的重要参数, 砂壳纤毛虫所能摄食的最大及最适饵料粒径均与其口径大小密切相关(Dolan, 2010)。砂壳纤毛虫营浮游生活, 是水体微食物网中微型浮游动物的重要组成部分, 在水体生态系统能量流动和物质循环中占重要地位。

东太平洋热带海区是大洋水体, 表层水温常年

收稿日期: 2016-01-28; 接收日期: 2016-03-29

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA11030202.2, XDA11030204)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: wuchangzhang@qdio.ac.cn

较高(> 25°C), 水体层化明显, 在温跃层有明显的叶绿素最大层, 真光层营养盐浓度较低, 浮游植物个体微小, 微食物网在该海区生态系统中占据主要位置(Sohrin et al, 2010)。该海区表层砂壳纤毛虫和其他微型浮游动物的群落结构资料几乎空白。本文报道2013年8–9月夏威夷东南部海区砂壳纤毛虫种类组成和丰度, 以期为该海区浮游生态系统研究提供背景数据。

1 材料与方法

2013年8月14日至9月18日, 乘“海洋六号”考察船在夏威夷东南部海区对砂壳纤毛虫群落进行了取样调查, 调查范围为4–22° N, 140–160° W, 共设23个站位(图1), 站位水深均大于4,000 m。在各站位使用船载水泵取表层(水深4 m)水80 L置于水桶中, 用孔径10 μm的小网过滤所有海水, 过滤后网底管内的海水样品约100 mL用鲁格试剂(终浓度1%)固定。在实验室, 用量筒测量每个样品的体积(V_s , mL); 取16 mL于沉降杯中沉降24 h, 在Olympus IX71倒置显微镜下(100×或400×)计数砂壳纤毛虫(N) (李海波等, 2014)。依据壳的形状和尺寸, 参考分类学文献对砂壳纤毛虫进行种类鉴定(张武昌等, 2012)。砂壳纤毛虫的丰度(A , 个/m³)通过公式 $A = 1000 \times N \times (V_s / 16) / 80$ 计算。

利用公式 $Y = n_i / N_0 \times f_i$ 计算每个种的优劣势度。式中 Y 为优劣势度, n_i 为第 i 种在所有站位的个体数, N_0 为所有种总个体数, f_i 为第 i 种在所有站位出现的频率, 当 $Y > 0.02$ 时认为该种为优势种(徐兆礼和陈亚

瞿, 1989)。群落物种多样性采用Simpson指数分析, 利用公式 $\lambda = \sum P_i^2$ ($i = 1, 2, 3 \dots S$)计算每个站位的Simpson指数, 式中 P_i 为站位中第 i 个物种的个体数(N_i)与所有物种个体总数(N_0)的比值。 λ 值($0 < \lambda < 1$)越大, 表示群落的多样性程度越低(吴坤君等, 2005)。按Dolan等(2006)的方法, 我们以12 μm为最小起始点, 4 μm为标准将砂壳纤毛虫划分为不同的口径组, 原因如下: (1)砂壳纤毛虫的口径为其最适饵料粒径的4倍左右, 而4 μm的标准对应的最适饵料粒径的变化约为1 μm; (2)由于是在100×或400×的显微镜下进行拍照测量, 因此样品口径的测量会有±2 μm的误差(Dolan et al, 2006)。

利用Grapher 5.0对不同口径组砂壳纤毛虫种类数和丰度比例作图, 利用Primer 5.0对所有站位砂壳纤毛虫群落进行聚类分析, 根据聚类分析的结果对整个调查区域的砂壳纤毛虫进行群落划分(李海波等, 2014)。

2 结果

23个站位共采集到22属36种砂壳纤毛虫(表1)。其中种类数最多的属是真铃虫属(*Eutintinnus*), 共7种, 其次为条纹虫属(*Rhabdonella*, 4种)、号角虫属(*Salpingella*, 3种)。丰度最大的种为鐳形囊坎虫(*Ascampbelliella armilla*), 最大丰度达12,150个/m³ (10号站)。

不同站位砂壳纤毛虫种丰富度相差不大, 7、8、19号站砂壳纤毛虫种丰富度最高(均为21种), 17号站种丰富度最低(15种) (图2A)。各站砂壳纤毛虫总丰度(图2B)和总生物量(图2C)差别较大, 砂壳纤毛虫丰度在14号站最低(4,730个/m³), 6号站最高(23,693个/m³), 而生物量则在14号站最低(9.60 μg C/m³), 4号站最高(88.61 μg C/m³)。

对砂壳纤毛虫群落物种多样性进行Simpson指数分析, 发现21号站位的群落多样性最高($\lambda_{21} = 0.093$), 23号站位最低($\lambda_{23} = 0.450$)。

各种砂壳纤毛虫分布广泛性和丰度相关, 丰度较大的种类出现的站位数较多(图3)。优势种($Y > 0.02$)共有11种, 其中优势度最大的4个种为鐳形囊坎虫($Y = 0.30$)、斯廷细瓮虫(*Steenstrupiella steenstrupii*, $Y = 0.18$)、薄壳真铃虫(*Eutintinnus tenuis*, $Y = 0.06$)和纤弱细瓮虫(*S. gracilis*, $Y = 0.05$) (表1, 图4)。各站这4个主要优势种的总丰度占砂壳纤毛虫总丰

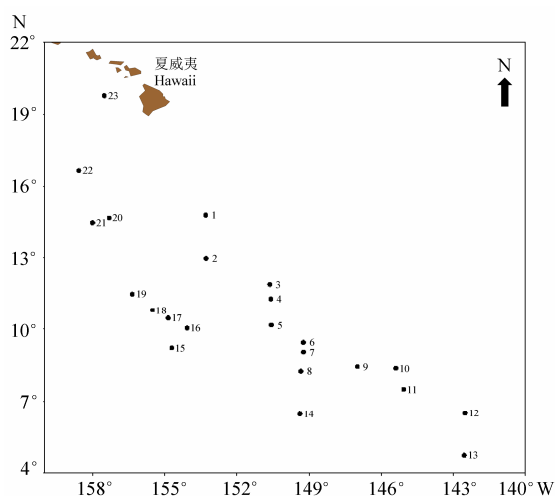


图1 夏威夷东南部海区调查站位图

Fig. 1 Sampling stations in southeast ocean of Hawaii

表1 夏威夷东南部海区表层砂壳纤毛虫物种名录及相关统计数据

Table 1 Species list and statistic data of tintinnid species in sampling stations in the surface waters of southeast ocean of Hawaii

物种 Species	优势度 Dominant index	出现站位数 Number of occurrence station	平均丰度 Average abundance (SD)	最大丰度 Maxmal abundance (ind./m ³)	丰度最大的站位 Station with maximum abundance
四线瓮状虫 <i>Amphorides quadrilineata</i>	0.0447	22	601 (550)	2,128	7
鐳形囊坎虫 <i>Ascampbelliella armilla</i>	0.2976	23	3,659 (3,246)	12,150	10
罐形囊坎虫 <i>A. urceolata</i>	0.0001	2	164 (156)	275	14
梯状网梯虫 <i>Climacocylis scalaroides</i>	0.0035	14	115 (111)	439	3
大洋铃鼻虫 <i>Codonaria oceanica</i>	0.0006	5	165 (135)	324	7
南方铃壳虫 <i>Codonellopsis meridionalis</i>	<0.0001	1	55 (—)	55	14
周齿螺纹虫 <i>Coxiella laciniosa</i>	0.0001	4	60 (22)	93	15
酒杯类管虫 <i>Dadayiella ganymedes</i>	0.0006	7	75 (42)	158	22
秀雅网袋虫 <i>Dictyocysta elegans</i>	0.0013	8	130 (108)	350	13
缢缩网膜虫 <i>Epiplocylis constricta</i>	0.0045	14	151 (132)	440	8
网状拟网膜虫 <i>Epiplocyloides reticulata</i>	0.0148	20	240 (205)	820	16
短突表纹虫 <i>Epirhabdonella mucronata</i>	0.0036	9	288 (192)	600	13
开孔真铃虫 <i>Eutintinnus apertus</i>	0.0362	23	445 (439)	1,658	6
修长真铃虫 <i>E. elongatus</i>	0.0003	3	183 (105)	300	9
佛氏真铃虫 <i>E. fraknoi</i>	0.0012	8	121 (68)	238	1
卢氏真铃虫 <i>E. lusus-undae</i>	0.005	14	166 (94)	341	3
太平洋真铃虫 <i>E. pacificus</i>	0.002	7	270 (165)	540	21
杆状真铃虫 <i>E. stramentus</i>	0.045	21	663 (465)	1,828	4
薄壳真铃虫 <i>E. tenuis</i>	0.0563	22	756 (722)	3,333	4
短尾孔铃虫 <i>Poroecus curtus</i>	0.0001	3	104 (51)	158	11
克氏原孔虫 <i>Proplectella claparedei</i>	0.0034	9	270 (455)	1450	9
卵形原孔虫 <i>P. ovata</i>	0.0235	17	529 (659)	2,900	9
缩短原纹虫 <i>Protorhabdonella curta</i>	<0.0001	1	165 (—)	165	8
变形条纹虫 <i>Rhabdonella amor</i>	0.0436	22	643 (628)	2,563	16
圆锥条纹虫 <i>R. conica</i>	0.0002	4	79 (32)	113	10
优雅条纹虫 <i>R. elegans</i>	0.0333	22	448 (317)	1,451	4
细小条纹虫 <i>R. parvula</i>	0.0105	18	212 (184)	675	21
隆起拟条纹虫 <i>Rhabdonellopsis apophysata</i>	0.0325	20	529 (576)	2,340	6
钝齿角口虫 <i>Salpingacantha crenulata</i>	<0.0001	2	49 (5)	53	11
尖锐号角虫 <i>Salpingella acuminata</i>	0.0001	4	54 (1)	55	8
福雷号角虫 <i>S. faurei</i>	0.0048	15	159 (103)	394	10
圆号角虫 <i>S. rotundata</i>	0.0001	2	114 (93)	180	21
纤弱细瓮虫 <i>Steenstrupiella gracilis</i>	0.0469	19	845 (862)	2,660	1
斯廷细瓮虫 <i>S. steenstrupii</i>	0.178	23	2,190 (1,562)	6,988	4
半球波膜虫 <i>Undella hemispherica</i>	0.002	11	106 (58)	231	7
勃兰氏拟平顶虫 <i>Xystonellopsis brandti</i>	<0.0001	1	95 (—)	95	1

度的比例是38.0–76.0%，平均为58.7%。第一优势种鐳形囊坎虫在各站的丰度占砂壳纤毛虫总丰度的比例是8.1–66.4%，平均为27.7%。鐳形囊坎虫和斯廷细瓮虫在所有站位都是丰度最大或第二的种，鐳形囊坎虫在16个站位是丰度最大的种，斯廷细瓮虫在7个站位是丰度最大的种。鐳形囊坎虫、斯廷细瓮虫和开孔真铃虫(*Eutintinnus apertus*)分布最广泛，在23个站位均有检出，其次为薄壳真铃虫、四线瓮状虫(*Amphorides quadrilineata*)、变形条纹虫(*Rhabdonella amor*)和优雅条纹虫(*R. elegans*)，均在22个站位检出。有3种砂壳纤毛虫只在1个站位检出，

分别是缩短原纹虫(*Protorhabdonella curta*)、勃兰氏拟平顶虫(*Xystonellopsis brandti*)和南方铃壳虫(*Codonellopsis meridionalis*)，其丰度均较低(分别为165个/m³、95个/m³、55个/m³)。

砂壳纤毛虫口径分布在12–68 μm范围内，以4 μm为标准共划分出12–16 μm、16–20 μm等11个口径组，其中口径>52 μm的砂壳纤毛虫种类数及丰度均较低，我们划为一个口径组(图5)。每个口径组的种类数为1–6种不等，种类数最多的是24–28 μm组(含斯廷细瓮虫、缩短原纹虫、卢氏真铃虫(*Eutintinnus lusus-undae*)、酒杯类管虫(*Dadayiella ganymedes*)、

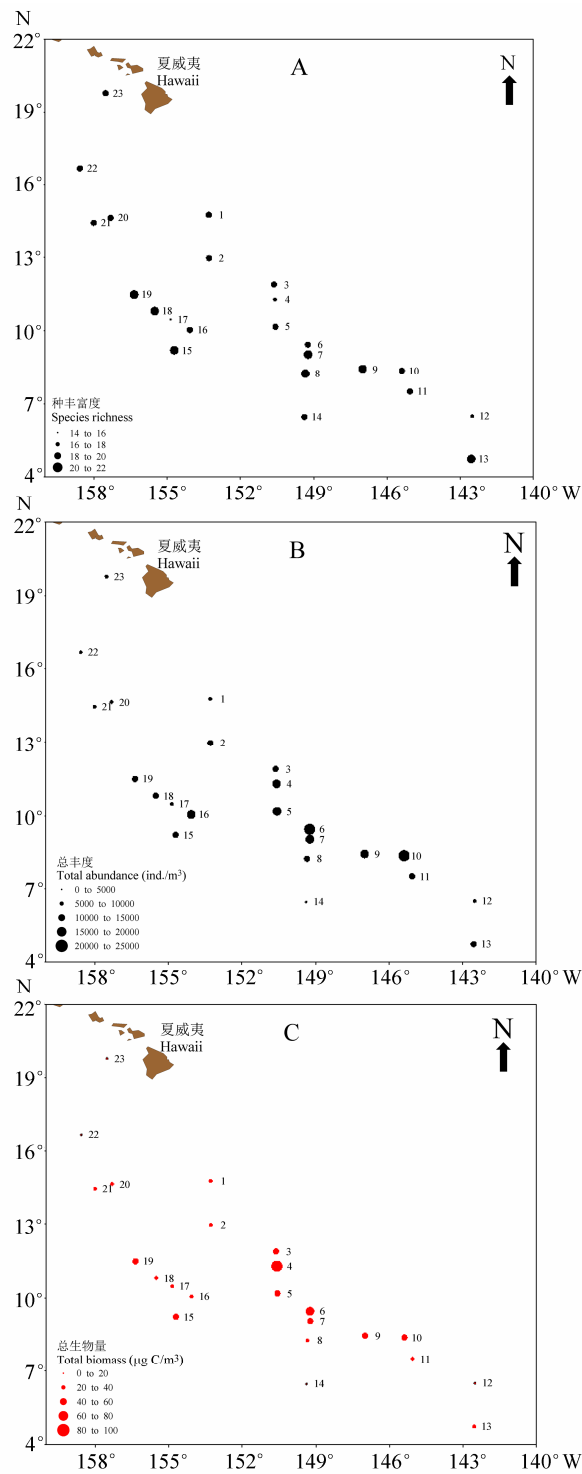


图2 夏威夷东南部海区各站砂壳纤毛虫的种丰富度(A)、总丰度(B)及总生物量(C)
Fig. 2 Distribution of tintinnid species richness (A), total abundance (B) and total biomass (C) in each station of south-east ocean of Hawaii

细小条纹虫(*Rhabdonella parvula*)、短尾孔铃虫(*Poroecus curtus*)). 每个口径组丰度范围在1,077–

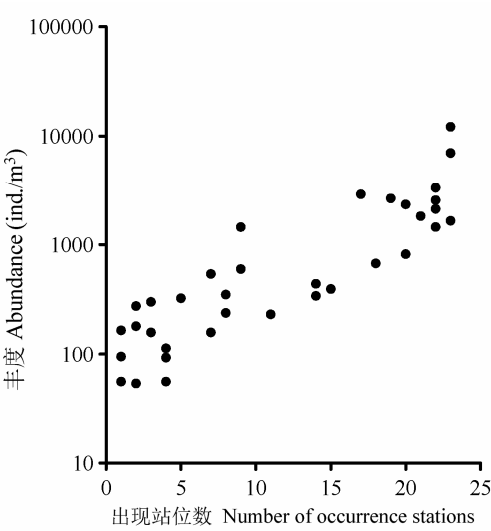


图3 夏威夷东南部海区砂壳纤毛虫不同种类出现站位数与最大丰度的关系
Fig. 3 Relationship between number of occurrence stations and maximal abundance of tintinnid species in southeast ocean of Hawaii



图4 夏威夷东南部海区砂壳纤毛虫优势度最大的4种优势种的显微图片: (A) 鐳形囊坎虫; (B) 纤弱细瓮虫; (C) 薄壳真铃虫; (D) 斯廷细瓮虫。比例尺为10 µm。
Fig. 4 Photomicrographs of the top four dominant tintinnid species in southeast ocean of Hawaii: (A) *Ascampbelliella armilla*; (B) *Steenstrupiella gracilis*; (C) *Eutintinnus tenuis*; (D) *S. steenstrupii*. Scale bar means 10 µm.

86,666个/m³, 丰度最大的口径组是20–24 µm组。4个优势种所在的口径组分别是20–24 µm组(鐳形囊坎虫)、24–28 µm组(斯廷细瓮虫)、28–32 µm组(纤弱细瓮虫)及32–36 µm组(薄壳真铃虫)。

聚类分析结果(图6)显示, 所有站位砂壳纤毛虫群落相似度均在60%以上。

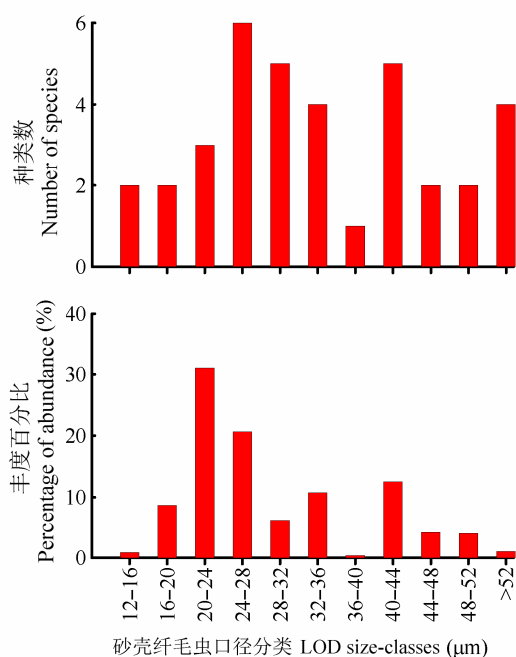


图5 夏威夷东南部海区各口径组砂壳纤毛虫种类数及丰度占总丰度的比例

Fig. 5 Number of species and percentage of abundance in total abundance of each lorica-oral-diameter (LOD) size-class of tintinnid species in southeast ocean of Hawaii

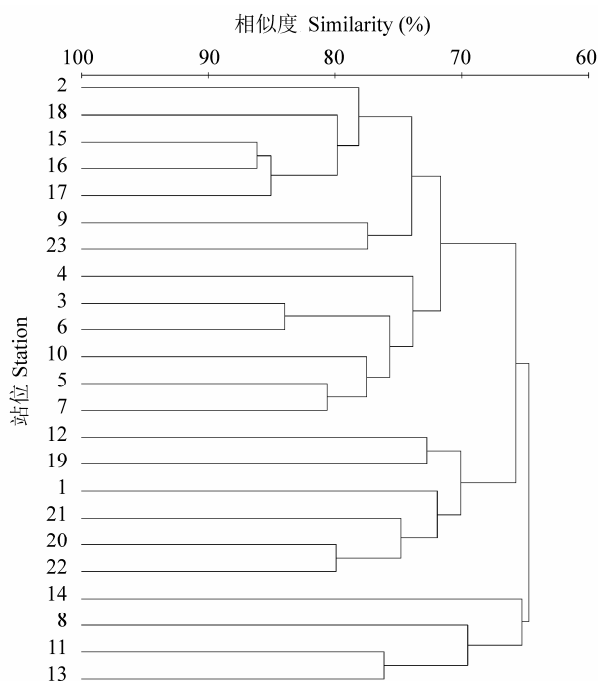


图6 夏威夷东南部海区砂壳纤毛虫群落聚类分析结果

Fig. 6 Cluster analysis of tintinnid communities in southeast ocean of Hawaii

3 讨论

国内砂壳纤毛虫群落结构研究中的样品主要有采水器采集(Zhang et al, 2001; 张武昌等, 2002)和拖网采集(赵楠等, 2007; 张武昌等, 2009)两种方法。采水器单次采集获得的样品量一般较少(通常为1–5 L), 虽然能采集到个体小的种类, 但常常采集不到丰度较低的种类, 适用于砂壳纤毛虫丰度较大的近岸海区; 垂直拖网的方法过滤大量(超过1 m^3)的水体, 采集的样品量较大, 但由于网孔径较大(通常为76 μm), 个体较小的种类会被漏掉。所以这两种方法在寡营养的大洋水体中都不适用。在大洋区采集砂壳纤毛虫主要使用采集大体积表层海水并用10 μm (Dolan et al, 2007; Sitran et al, 2009)、20 μm (Modigh, 2003)或35 μm (Thompson et al, 1999)孔径筛绢做成的小网过滤的方法。

目前在热带大洋区涉及到砂壳纤毛虫的研究较少(Modigh et al, 2003; Yang et al, 2004; Dolan et al, 2007; Gómcze, 2007)。本文的研究海区为热带东太平洋海区, 研究中共采集到36种砂壳纤毛虫, 各站的种丰富度范围为15–21种。这些数值低于Dolan等(2007)在南太平洋一个断面的报道(种丰富度为18–41种, 共有砂壳纤毛虫149种)。可能的原因有: (1)本文每站只采集表层砂壳纤毛虫样品, 而Dolan等(2007)则采集了6个水层的样品, 最深采样水深达300 m; (2)本文覆盖的区域较小, 只有18个纬度, 17个经度, 而Dolan等(2007)的断面跨越26个纬度(8°–34° S)、70个经度(72°–142° W)。但是Dolan等(2007)没有给出各站位的丰度资料。Modigh等(2003)报道印度洋8°37' N–32°13' S之间的一个断面有49种砂壳纤毛虫, 各站砂壳纤毛虫丰度范围为13,700–76,000个/ m^3 , 但是也没有给出各站的种丰富度。距离本文研究海区最近的研究为Gómcze (2007)在太平洋赤道(160° E–160° W)的一个断面的报道。该文发现在太平洋赤道海区最西部靠近夏威夷的站位砂壳纤毛虫丰度最高不超过40,000个/ m^3 , 在整个赤道断面上共检出砂壳纤毛虫43种, 其中开孔真铃虫、变形条纹虫和细瓮虫属(*Steenstrupiella*) (主要是纤弱细瓮虫)在每个站上层水体(80 m以内)都有出现, 为优势种。本文各站砂壳纤毛虫的丰度范围为4,730–23,693个/ m^3 , 稍低于Modigh等(2003)的结果, 但与Gómcze (2007)的结果类似, 且

本研究中优势度较大的种类也多是真铃虫属、条纹虫属和细瓮虫属的种类。

砂壳纤毛虫可分为黏着壳和透明壳两大类,黏着壳种类主要出现在近岸,在水深大于80 m的站位,黏着壳种类在砂壳纤毛虫丰度中的比例大大降低(Yu et al, 2015)。本研究中站位的水深都大于4,000 m,所有种类均为透明壳,结果符合上述分布规律。

大洋区砂壳纤毛虫在属的水平上可以分为北方型、暖水型、南方型和广布型4种生物地理分布类型(Dolan et al, 2012)。本文中的砂壳纤毛虫只有暖水型和广布型,其中暖水型属有11个(铃鼻虫属(*Codonaria*)、孔铃虫属(*Poroecus*)、网梯虫属(*Climacocylis*)、网膜虫属(*Epiplocylis*)、拟网膜虫属(*Epiplocyloides*)、囊坎虫属(*Ascampbelliella*)、条纹虫属、拟条纹虫属(*Rhabdonellopsis*)、拟平顶虫属(*Xystonellopsis*)、原孔虫属(*Proplectella*)、波膜虫属(*Undella*)),广布型属有9个(铃壳虫属(*Codonellopsis*)、网袋虫属(*Dictyocysta*)、原纹虫属(*Protorhabdonella*)、真铃虫属、角口虫属(*Salpingacantha*)、号角虫属、瓮状虫属(*Amphorides*)、类管虫属(*Dadayiella*)、细瓮虫属)。在各站中,暖水型属的丰度所占的比例为 $50.34 \pm 14.12\%$,广布型属的丰度所占的比例为 $48.31 \pm 13.62\%$ 。

本研究中各种砂壳纤毛虫的丰度和出现的站位数相关,丰度大的种,其出现的站位数也较多,少数丰度大的种的丰度在总丰度中占很大比例,这一现象与Dolan等(2007, 2009)的报道一致。Dolan等(2009)将在所有采样中都出现的种称为核心种(core species),其他为偶见种(occasional species)。本研究中鐳形囊坎虫、斯廷细瓮虫和开孔真铃虫在所有站位都有采到,因此为本研究群落的核心种。

口径是砂壳纤毛虫的一个重要特征,能很好地反映不同种类的摄食特点。砂壳纤毛虫所能摄食饵料的最大粒径和最适粒径分别为其口径的45%和25%(Dolan, 2010)。本研究中4种主要优势种的口径范围完全不同:鐳形囊坎虫为20–24 μm ,斯廷细瓮虫为24–28 μm ,纤弱细瓮虫为28–32 μm ,薄壳真铃虫为32–36 μm 。这说明这4种主要优势种摄食的饵料粒径不同,这样就避免了它们在饵料上的竞争,能够充分利用不同粒径的饵料。

参考文献

- Capriulo GM, Gold K, Okubo A (1982) Evolution of the lorica in tintinnids: a possible selective advantage. *Annales De L Institut Océanographique*, 58, 319–324.
- Dolan JR (2010) Morphology and ecology in tintinnid ciliates of the marine plankton: correlates of lorica dimensions. *Acta Protozoologica*, 49, 235–244.
- Dolan JR, Jacquet S, Torréton JP (2006) Comparing taxonomic and morphological biodiversity of tintinnids (planktonic ciliates) of New Caledonia. *Limnology and Oceanography*, 51, 950–958.
- Dolan JR, Montagnes DJ, Agatha S, Coats DW, Stoecker DK (2012) *The Biology and Ecology of Tintinnid Ciliates: Models for Marine Plankton*. Wiley-Blackwell, Oxford.
- Dolan JR, Ritchie ME, Ras J (2007) The “neutral” community structure of planktonic herbivores, tintinnid ciliates of the microzooplankton, across the SE tropical Pacific Ocean. *Biogeosciences Discussions*, 4, 561–593.
- Dolan JR, Ritchie ME, Tunin LA, Pizay MD (2009) Dynamics of core and occasional species in the marine plankton: tintinnid ciliates in the north-west Mediterranean Sea. *Journal of Biogeography*, 36, 887–895.
- Gómez F (2007) Trends on the distribution of ciliates in the open Pacific Ocean. *Acta Oecologica*, 32, 188–202.
- Li HB, Zhang WC, Yu Y, Feng MP, Xiao T (2014) Tintinnid community in surface waters along a transect in Yellow Sea and East China Sea in winter. *Marine Sciences*, 38(8), 1–7. (in Chinese with English abstract) [李海波, 张武昌, 于莹, 丰美萍, 肖天 (2014) 冬季黄、东海一断面表层砂壳纤毛虫群落. *海洋科学*, 38(8), 1–7.]
- Lynn DH (2008) *The Ciliated Protozoa: Characterization, Classification, and Guide to the Literature*. Springer, Berlin.
- Modigh M, Castaldo S, Saggiomo M, Santarpia I (2003) Distribution of tintinnid species from 42° N to 43° S through the Indian Ocean. *Hydrobiologia*, 503, 251–262.
- Sitran R, Bergamasco A, Decembrini F, Guglielmo L (2009) Microzooplankton (tintinnid ciliates) diversity: coastal community structure and driving mechanisms in the southern Tyrrhenian Sea (Western Mediterranean). *Journal of Plankton Research*, 31, 153–170.
- Sohrin R, Imazawa M, Fukuda H, Suzuki Y (2010) Full-depth profiles of prokaryotes, heterotrophic nanoflagellates, and ciliates along a transect from the equatorial to the subarctic central Pacific Ocean. *Deep Sea Research II*, 57, 1537–1550.
- Thompson GA, Alder VA, Boltovskoy D, Brandini F (1999) Abundance and biogeography of tintinnids (Ciliophora) and associated microzooplankton in the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Plankton Research*, 21, 1265–1298.
- Wu KJ, Gong PY, Sheng CF (2005) Estimation and expression of insect diversity parameters. *Chinese Bulletin of Entomology*, 42, 338–340. (in Chinese with English abstract) [吴坤君, 龚佩瑜, 盛承发 (2005) 昆虫多样性参数的测定和表达. *昆虫知识*, 42, 338–340.]

- Xu ZL, Chen YQ (1989) Aggregated intensity of dominant species of zooplankton in autumn in the East China Sea. *Journal of Ecology*, 8(4), 13–15. (in Chinese with English abstract) [徐兆礼, 陈亚瞿 (1989) 东黄海秋季浮游动物优势种聚集强度与蛤鲭渔场的关系. *生态学杂志*, 8(4), 13–15.]
- Yang EJ, Choi JK, Hyun JH (2004) Distribution and structure of heterotrophic protist communities in the northeast equatorial Pacific Ocean. *Marine Biology*, 146, 1–15.
- Yu Y, Zhang WC, Feng MP, Zhao Y, Zhang CX, Zhou F, Xiao T (2015) Differences in the vertical distribution and response to freshwater discharge between aloricate ciliates and tintinnids in the East China Sea. *Journal of Marine System*, 154, 103–109.
- Zhao N, Zhang WC, Sun S, Song WB, Zhang YS, Li GM (2007) Spatial distribution of some large tintinnids (Protozoa, Ciliophora, Tintinnida) in Jiaozhou Bay. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 38, 468–475. (in Chinese with English abstract) [赵楠, 张武昌, 孙松, 宋微波, 张永山, 李国民 (2007) 胶州湾中大型砂壳纤毛虫的水平分布. *海洋与湖沼*, 38, 468–475.]
- Zhang WC, Feng MP, Yu Y, Zhang CX, Xiao T (2012) *An Illustrated Guide to Contemporary Tintinnids in the World*. Science Press, Beijing. (in Chinese) [张武昌, 丰美萍, 于莹, 张翠霞, 肖天 (2012) 世界今生砂壳纤毛虫名录. 科学出版社, 北京.]
- Zhang WC, Wang K, Xiao T (2009) Horizontal distribution of large tintinnids in Yangtze River estuary in four cruises in 2005. *Marine Sciences*, 33(7), 6–9. (in Chinese with English abstract) [张武昌, 王克, 肖天 (2009) 长江口2005年4个航次中大型砂壳纤毛虫的水平分布. *海洋科学*, 33(7), 6–9.]
- Zhang WC, Wang R, Wang K (2002) Distribution of planktonic ciliates and copepod nauplii in the Laizhou Bay during a cruise in July 1997. *Marine Sciences*, 26(9), 20–21. (in Chinese with English abstract) [张武昌, 王荣, 王克 (2002) 1997年7月一航次中莱州湾自由生纤毛虫和桡足类幼虫的分布. *海洋科学*, 26(9), 20–21.]
- Zhang WC, Xiao T, Wang R (2001) Abundance and biomass of copepod nauplii and ciliates and herbivorous activity of microzooplankton in the East China Sea. *Plankton Biology and Ecology*, 48, 28–34.

(责任编辑: 徐奎栋 责任编辑: 黄祥忠)

• 研究报告 •

海洋污损生物数据管理系统的设计与构建

冯 华¹ 曹文浩^{2,3} 田晓阳¹ 程志强² 严 涛^{2,3*}¹ (广州大学计算机科学与教育软件学院, 广州 510006)² (中国科学院南海海洋研究所热带海洋生物资源与生态重点实验室, 广州 510301)³ (中国科学院海洋环境腐蚀与生物污损重点实验室, 山东青岛 266071)

摘要: 固着或栖息在船舶和人工设施水下部位的海洋污损生物, 会对人们的涉海活动产生不利影响, 其群落的形成和发展过程与温度、盐度、深度、季节、海域、浸海时间、离岸距离和附着基类型等多种因素密切相关。为便于系统分析和综合处理各海区污损生物资料, 理清各要素之间的内在关系, 需要一个能将上述因子与生物群落参数有机地结合起来的数据平台, 将分散、零星的资料予以归纳整合并通过网络共享, 以更好地为生产实践和科学研究服务。本研究采用Internet技术, 应用ASP.NET框架和MySQL数据库, 使用MS Visual Studio 2013设计并开发了服务端部署在Windows 7或Windows Server 2008 R2 (推荐)操作系统上的海洋污损生物数据管理系统, 实现了基于网络的海洋污损生物数据集成、储存与管理, 可完成来源不同、时相变化和海区多样的污损生物数据资料的集成与储存, 能通过单一或多种组合条件进行查询和检索, 并可根据用户的需要导出多种格式的检索结果报表。该系统具备操作简便、方便网络共享、易于升级更新和开拓新功能等特点, 能有效满足科研、生产和管理部门的需要。

关键词: 污损生物; 数据库; 分类; 生态; 生物地理

Design and development of a data management system for marine fouling organisms

Hua Feng¹, Wenhao Cao^{2,3}, Xiaoyang Tian¹, Zhiqiang Cheng², Tao Yan^{2,3*}¹ School of Computer Science and Education Software, Guangzhou University, Guangzhou 510006² Key Laboratory of Tropical Marine Bio-resources and Ecology, South China Sea Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Guangzhou 510301³ Key Laboratory of Marine Environmental Corrosion and Bio-fouling, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao, Shandong 266071

Abstract: Biofouling, the unwanted assemblage of marine organisms colonizing submerged parts of ships and artificial facilities, has a negative impact on human activities related to the sea. The development of fouling communities is closely related to a variety of factors such as temperature, salinity, depth, season, immersion time, geographic location, distance from shore and substratum type. To facilitate systematic analysis and processing of data on marine fouling and clarify the intrinsic relationship between the various elements mentioned above, it is necessary to build a technical platform to integrate scattered and sporadic information and to share this data through a network. By means of internet technology, the ASP.NET framework and MySQL database, the MS Visual Studio 2013 software was used to devise a data management system for marine fouling organisms under the Windows 7 or Windows Server 2008 R2 (recommended) operating system. From the system, data integration, storage and management of fouling organisms are implemented via the network. Query and retrieval of data can be conducted under single or multiple search conditions and the results are exported in several formats according to the user's requirements. The data management system for marine fouling organisms provides a useful and effective way to help data analysis and decision-making for research, industry and administration.

收稿日期: 2015-12-07; 接受日期: 2016-06-25

基金项目: 国家自然科学基金(41176102)、广州市科技计划项目(2013J4300046)、湛江市科技计划项目(2013C01022)和中国科学院海洋环境腐蚀与生物污损重点实验室开放课题(MCKF201601)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: yantao@scsio.ac.cn

Key words: fouling organisms; database; taxonomy; ecology; biogeography

海洋污损生物是指固着或栖息在船舶和人工设施水下部位, 对人类涉海活动产生不利影响的动物、植物和微生物(Woods Hole Oceanographic Institution, 1952; 黄宗国和蔡如星, 1984), 其危害主要表现在增大舰船行进阻力, 缩短维保间隔周期(Alberte et al, 1992; Schultz et al, 2011); 减少海水管线载流容量和降低流速, 甚至造成堵塞(Venkatesan & Murthy, 2009); 引发局部微环境理化性质变化, 改变材料腐蚀行为(Neville & Hodgkiess, 2000; 杨天笑等, 2013); 增加载荷效应, 影响设施安全(Edyvean et al, 1985; Swift et al, 2006); 覆盖构件表面, 妨碍水下作业(Heaf, 1979; Marine Technology Directorate Limited, 1992); 危害水产养殖生产, 影响海洋养殖业发展(严涛等, 2008; Fittridge et al, 2012)等方面。

海洋污损生物通常来源于邻近和当地海域底栖生物或漂浮性种类(Yan et al, 2009), 其群落的形成和发展与温度、盐度、深度、季节、海域、离岸距离和附着基等多种因素密切相关, 是一个从无到有、从简单到复杂的演变过程(严涛和曹文浩, 2008; 李静等, 2010; Zhang et al, 2015)。正是由于环境因子变化和附着基质特性等多种因素的协同作用和影响(Connell, 2001; Perkol-Finkel et al, 2008; Wilhelmsson & Malm, 2009; 严涛等, 2014), 导致污损生物的群落结构与周边邻近天然礁石的底栖生物群落存在差异(Glasby, 1999; Page et al, 1999)。污损生物的种类组成、数量大小、分布范围、附着特点及季节变化等参数, 是反映海洋环境中生物污损过程的基本要素。

另外, 不同于浮游和底栖生物的生态研究, 海洋污损生物的调查除了直接对船舶和设施水下部位的生物群落进行原位采样外, 还可通过挂板方法探讨特定海域生物污损特点及变化规律(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局和中国国家标准化管理委员会, 2007a)。因此, 从研究对象、方法和内容等方面来看, 海洋污损生物调查均具有鲜明的专业特色。为了便于系统分析和综合处理各海区污损生物数据, 理清各要素之间的内在关系, 需要一个能将温度、盐度、深度、附着基、浸海时间和

季节等因素与生物群落参数有机地结合起来的数据平台, 以便更好地为生产企业和管理部门提供数据资料, 并为揭示海洋生物污损特点及其群落演替变化规律奠定基础。

在海洋生态科学领域, 数据库开发与应用的研究主要集中于环境监测(顾军等, 2002; 袁骐和沈新强, 2004; 苏天赞等, 2008)、系统分类和生物地理(黄勃等, 1996; Griffiths et al, 2003; 高华等, 2006)及生物多样性(赵斌等, 2000; 乔慧捷等, 2004; 邵广昭等, 2014)等方面, 由于关注重点和服务对象及研究内容等方面的差异, 这些数据库不能满足生物污损这一特定领域的需要。利用现有成熟技术构建功能完善、操作简便、稳定可靠的海洋污损生物数据管理系统, 可将分散、零星的资料予以整合归类并通过网络共享, 从而为管理部门和生产单位的决策提供科学依据, 并可为海洋生态系统的深入研究创造条件, 对生产实践和科学研究均具有重要意义。

1 系统分析与设计

1.1 系统规划

海洋污损生物数据管理系统将调查站位、深度、采样方式、附着基类型和污损生物种类及数量等要素信息有机地结合起来, 可完成各类来源、多种时相和不同海区的污损生物数据资料的集成与储存, 具备操作简便、方便网络共享、易于升级更新和开拓新功能等特点。

该系统的数据查询模块可按生物种类、站位、深度和采样方式等单一或多种组合条件进行查询, 检索结果既能列表显示, 也可另保存为EXCEL文件。数据的导入和导出可批量化处理, 且能根据不同用户的需求导出多种格式的数据报表。用户管理模块则根据用户角色差异赋予不同权限, 使其获得相应的管理或使用权利。图1显示了该数据管理系统的结构。

1.2 系统运行环境及配置

系统采用B/S架构, 服务端可以部署在Windows 7或Windows Server 2008 R2 (推荐)操作系统上, 以MySQL作为后台数据库, 服务端程序和网页设计使用Visual Studio 2013完成, 服务端基于

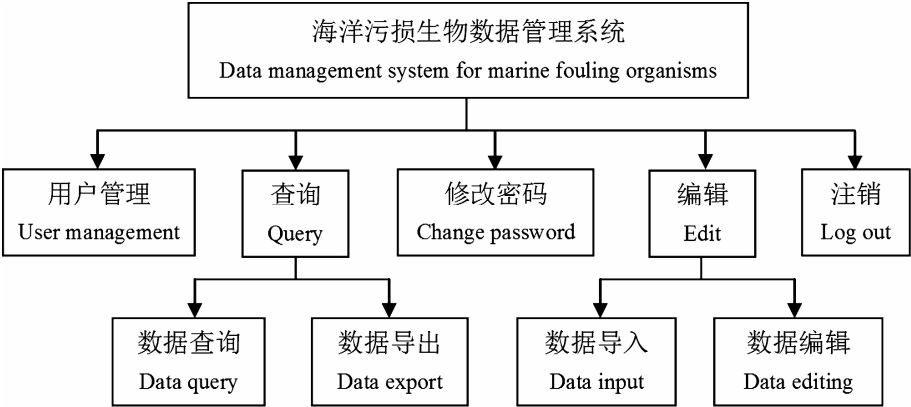


图1 海洋污损生物数据管理系统结构示意图
Fig. 1 Schematic diagram of the data management system for marine fouling organisms

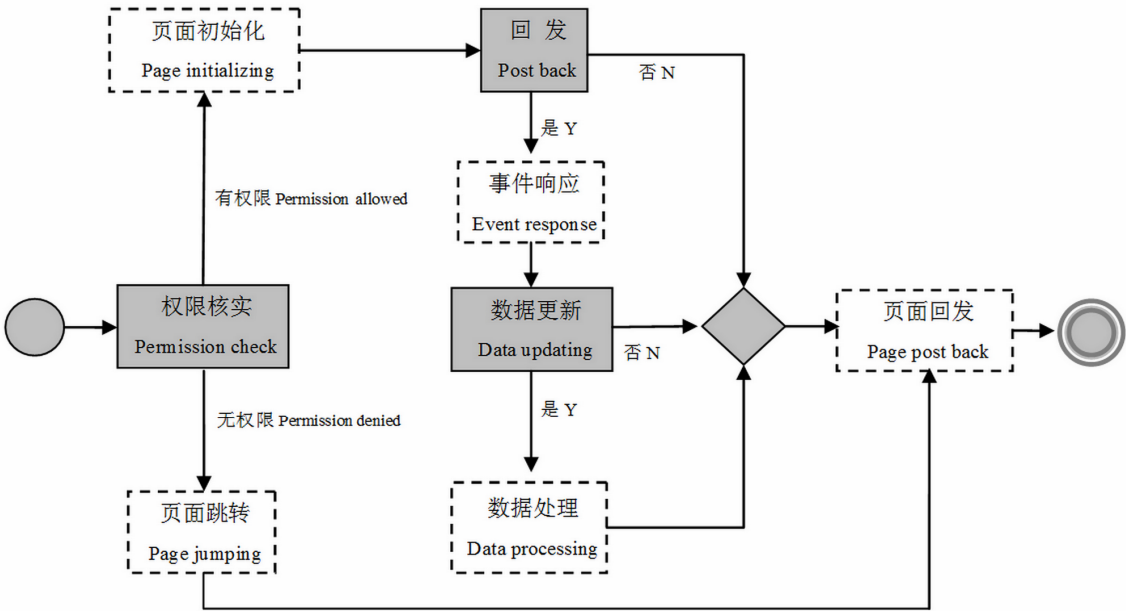


图2 海洋污损生物数据管理系统工作流程示意图
Fig. 2 Workflow diagram of the data management system for marine fouling organisms

.Net Framework 4.5。使用主流浏览器访问系统。

1.3 系统工作流程

系统采用ASP.NET WebForm模式开发，页面接到请求后对用户请求的处理分为以下几个阶段：权限核实、页面初始化、事件响应、数据更新、数据处理和页面回发(图2)。

2 数据库的建立

2.1 数据来源

各海区海洋污损生物群落参数的来源除了挂板调查外，还可来自浮标、码头、水产养殖器材、

海洋油气平台等人工设施和构筑物原位采样的分析结果(刘勔伶和严涛, 2006)，尤其原位采样是获得长期(多年)污损生物资料的有效途径。另外，为便于调查结果的分析比较，排除人为因素的干扰，确保数据的客观、完整及系统，在调查和分析过程中严格按照国家海洋调查规范(中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局和中国标准化管理委员会, 2007a, b, c)开展工作。

2.2 数据分析

数据库的数据由两部分构成，一部分用于管理网站用户(即未授权用户、用户和管理员)所需的各

种系统信息, 诸如用户信息、认证信息、角色和会话等; 另一部分则是该系统所负责管理的数据即海洋污损生物调查资料。

由于ASP.NET具备非常完善的包含网页控件和API类库的“登录”框架(Spaanjaars, 2010), 故海洋污损生物数据库设计应着重于处理站位(地点)、采样方式、浸海时间、离岸距离、温度、盐度、深度、种类组成、附着密度、生物附着量等内容及其之间的关系。另通过预留备注字段窗体来存放关于科、属(或以上层级)生物多样性信息及物种鉴定错误或学名修改的修订记录等方面的扩展信息。

2.3 数据库设计

2.3.1 实体关系模型

概括地讲, 系统的业务流程就是在指定站位用特定手段采样获得一定的样本。在这个流程中获取的数据即是本系统处理的数据。对数据进行分析后, 可将其划分为调查站位数据、采样方式数据和样本数据。采样方式数据又可划分为试板采样数据和采样点原位采样数据两类, 系统的业务流程实体关系见图3。

需要注意的是, 一个样本实体可以不与任意试板实体存在获得关系, 也可以不与任何采样点存在获得关系, 但必须且只能与其中的一个试板实体或采样点实体存在获得关系。当一个样本实体与试板存在获得关系时, 样本的获得时间属性与试板的采样时间属性一致, 因为试板上的样本必须在试板回收的同时获得。而对于采样点实体而言, 采样时间属性没有任何意义。

2.3.2 数据库设计

为简化编程的复杂度, 设计数据库时, 将采样点和试板两个实体用同一张表加以实现, 以更方便地实现“一个样本通过且仅通过一种采样方法获得”的关系约束。采样表中增加了一个枚举属性“采样方式”, 以便区分采样点和试板。当采样方式为采样点时, 采样时间属性也置空值; 相应地, 所有与试板存在获得关系的样本的采样时间属性置空值, 此时该属性仅从与其存在获得关系的采样表获取, 以保证数据一致性。

最终数据库中设计了“站位”、“采样”和“样本”3张数据表: 使用关系通过采样表对站位表的外键约束来实现; 获得关系使用样本表对采样表的外键约

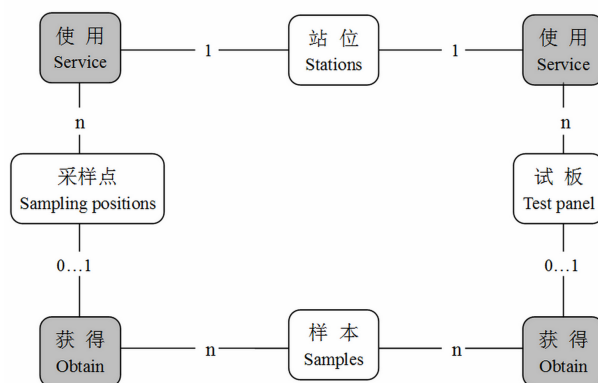


图3 海洋污损生物数据管理系统业务流程实体关系示意图
Fig. 3 Process entity relationship diagram of the data management system for marine fouling organisms

束实现。而采样表和样本表的“采样时间”属性的一致性, 以及“采样方式”与“浸海时间”属性的一致性, 则在服务端编程时通过程序控制, 不在数据库中实现。最终设计的数据库结构详见表1-3所示。此外, 在那些可能参与筛选的属性上, 建立了必要的索引, 以加快数据查询的速度。

2.3.3 对象模型设计

对象关系映射(object relational mapping, ORM)是一种新兴的数据库编程技术(黄丽娟等, 2004; 朱玲和薛贺, 2007)。该技术可将数据库中的一张张数据表映射为面向对象语言可直接访问的对象和对象集合, 从而可在面向对象语言中以面向对象的方式操作数据库进行查询和修改。

比起在程序中嵌入SQL语句操作数据库, 使用ORM映射有如下好处: (1)数据操作程序不再是无法进行语法检查和调试的字符串, 可以由编译器直接进行语法检查; (2)抽象了不同数据库的SQL实现在语法上的差异, 以相同的接口操作不同的数据库; (3)由于传统的拼接字符串生成SQL语句的方式被ORM框架自动生成SQL语句取代, 大大提高了安全性, 杜绝了SQL注入的风险。

具体在服务端程序中, 上述3张数据表(即“站位”表、“采样”表和“样本”表)被直接映射为3个类, 每个类对应一张表。类之间的关系用交集类表示关联, 每个关联对应一张表, 用外键表示这些表之间的关系。3张表之间的外键约束运用关联映射模式映射为3个类的对象之间的引用。

表1 海洋污损生物数据管理系统“站位”表结构
Table 1 “Stations” form structure of the data management system for marine fouling organisms

字段 Field	类型 Type	说明 Description	备注 Remark
name	字符串 Character string	站位名称 Station's name	用作标识符 Used for identifier
alias	字符串 Character string	站位别名 Station's alias	空值 Null
location	字符串 Character string	站位地点 Station position	
depth	实数 Real number	站位水深 Station depth	
longitude	实数 Real number	站位经度 Longitude	
latitude	实数 Real number	站位纬度 Latitude	
distance	实数 Real number	离岸距离(公里) Distance from shore (km)	
facility	字符串 Character string	设施类型 Type of facility	
settingdate	日期 Date	设施布设时间 Deployment date	
retrievaldate	日期 Date	设施回收时间 Retrieval date	

表2 海洋污损生物数据管理系统“采样”表结构
Table 2 “Sampling” form structure of the data management system for marine fouling organisms

字段 Field	类型 Type	说明 Description	备注 Remark
id	序号 SN		用作标识符 Used for identifier
ordinal	字符串 Character string	试板编号 Serial number of test panels	“采样点”不用 Not for sampling positions
direction	字符串 Character string	采样方位 Sampling position	“试板”不用 Not for panel tests
s_name	字符串 Character string	调查站位 Investigation station	“站位”的标识符 Station identifier
depth	实数 Real number	采样点深度 Sampling depth	
temperature	实数 Real number	采样点温度 Temperature of sampling point	
salinity	实数 Real number	采样点盐度 Salinity of sampling point	
method	枚举 Enumeration	采样方式 Sampling method	
survey_time	自然数 Natural number	浸海时间(月) Immersion time (Month)	
area	实数 Real number	采样面积 Sampling area (cm ²)	
thickness	实数 Real number	样品厚度 Fouling thickness	空值 Null
biomass	实数 Real number	总生物量 Total biomass	空值 Null
sv_time	日期 Date	试板回收时间 Retrieval date	“采样点”不用 Not for sampling positions
notices	字符串 Character string	备注 Remarks	空值 Null

表3 海洋污损生物数据管理系统“样本”表结构
Table 3 “Samples” form structure of the data management system for marine fouling organisms

字段 Field	类型 Type	说明 Description	备注 Remark
sp_id	序号 SN		用作标识符 Used for identifier
s_id	序号 SN		“采样”的标识符 Sampling identifier
snum	字符串 Character string	样本编号 Serial number of samples	
gettime	日期 Date	采样时间 Sampling date	用于“采样点” For sampling positions
name	字符串 Character string	物种名 Species name	
cover	实数 Real number	覆盖面积 Coverage area	空值 Null
density	实数 Real number	密度 Density (ind./m ²)	空值 Null
wet weight	实数 Real number	湿重 Wet biomass (g/m ²)	空值 Null
size	实数 Real number	个体大小 Individual size	空值 Null
alive	自然数 Natural number	成活个体数 Number of individuals alive	空值 Null
died	自然数 Natural number	死亡个体数 Number of dead individuals	空值 Null
notices	字符串 Character string	备注 Remarks	空值 Null

表4 用户角色与页面的可访问性及跳转策略的对应关系
Table 4 The corresponding relationships between the user role and page accessibility and jump strategy

功能 Function	页面 Page	游客 Visitor	未授权用户 Unauthorized user	普通用户 Ordinary user	管理员 Administrator
登录 Login	Login.aspx	可访问 Accessible	跳转到密码修改 Jump to Change Your Password	跳转到数据查询 Jump to Data Query	跳转到数据查询 Jump to Data Query
注册 Registration	SignUp.aspx	可访问 Accessible	跳转到密码修改 Jump to Change Your Password	跳转到数据查询 Jump to Data Query	跳转到数据查询 Jump to Data Query
找回密码 Find your password	PswRecov- ery.aspx	可访问 Accessible	跳转到密码修改 Jump to Change Your Password	跳转到数据查询 Jump to Data Query	跳转到数据查询 Jump to Data Query
数据查询 Data query	Query.aspx	跳转到登录 Jump to Login	跳转到密码修改 Jump to Change Your Password	可访问 Jump to Data Query	可访问 Accessible
数据编辑 Data editing	Edit.aspx	跳转到登录 Jump to Login	跳转到密码修改 Jump to Change Your Password	跳转到数据查询 Jump to Data Query	可访问 Accessible
用户管理 User management	UsersMan- age.aspx	跳转到登录 Jump to Login	跳转到密码修改 Jump to Change Your Password	跳转到数据查询 Jump to Data Query	可访问 Accessible
密码修改 Change your password	ChangePsw.aspx	跳转到登录 Jump to Login	可访问 Accessible	可访问 Accessible	可访问 Accessible

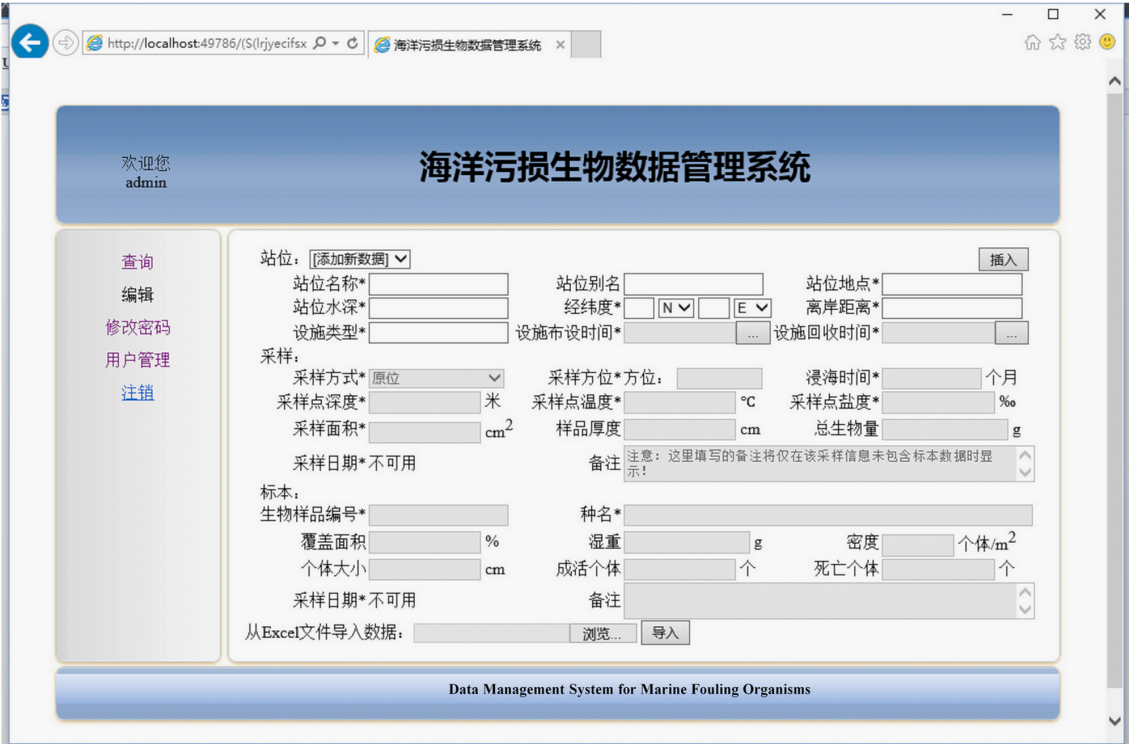


图4 海洋污损生物数据管理系统数据编辑界面
Fig. 4 Data editing screenshot of the data management system for marine fouling organisms

3 网站设计与实现

系统采用ASP.NET作为开发框架, 设计模式为WebForm, 服务端使用的开发语言为C#. 页面设计采用手工编辑HTML/CSS文档为主, MS Visual Studio 2013为辅的方式, 混合使用层模式和表格模式

进行。服务端编程引用了Entity Framework 6来访问数据库, 软件NPOI 2用来处理和生成Excel文档(兼容xls和xlsx两种格式)。交互方面基于JQuery框架编写了JavaScript脚本用来显示日期选择器和进行文件上传之前的初步文件格式检查。

网站包含了登录、注册、找回密码、数据查询、数据编辑、用户管理、密码修改等7个页面。网站的访问者可分为游客、未授权用户、普通用户、管理员4种角色,其中管理员可以增加、删除、修改用户,对用户分配访问权限,管理数据库,同时也拥有访问、修改和补充数据库的权限;用户可访问和导出数据;未授权用户和游客则无法访问数据。表4列出了用户角色与页面响应方式的对应关系。

4 系统展示与应用

通过网络访问海洋污损生物数据管理系统时,默认是以游客身份进入系统的访问者仅可以执行注册账号、使用已有的账号登录系统和使用验证信息重置密码等操作。成功注册账号后的访问者虽可以按未授权用户的身份登录系统,但登录后仅能访问一项系统功能,即管理自己的密码与验证信息。只有被管理员授权成为普通用户后,才可以查询和导出数据。另外,管理员还可以将普通用户提升为管理员,使其也获得编辑数据(包括增加、删除和修订等方面)和管理其他用户的权限。图4显示了数据编辑操作的界面截图。

对于生物污损现象来说,首先涉及的要素通常为站位、深度和种类组成等3方面,而采样方式也是影响调查结果的关键因素。因此,将“站位”、“采样深度”、“种类名称”或“采样方式”等要素设定为检索条件,通过选择单一或将多种条件组合进行查询检索,即可获得所需信息,并根据要求导出包括温度、盐度、深度、地理位置、离岸距离、采样方式、调查日期、设施类型、浸海时间及污损生物的种类组成、湿重、附着密度、个体大小等参数在内的多种格式检索结果报表,以满足不同用户的需求。例如,选择“站位”这一检索条件,可导出特定调查站位污损生物参数及相关因子;而输入特定深度范围,则可检索出所有海域该水层污损生物资料;至于2种或3种(甚至4种)检索条件的组合,更可将检索结果的范围大大缩小,此时仅导出某种污损生物在某个海域特定深度的附着量、密度及大小等信息。

5 讨论

上述海洋污损生物数据管理系统实现了基于网络的海洋污损生物数据集成、储存与管理,可通过单一或多种组合条件进行查询、检索,并能根据

用户的不同需求导出相应格式的检索结果报表,已能有效满足科研、生产和管理部门的需要。如在此基础上增加多样性指数计算和多元统计分析等模块,进一步完善和发展该数据管理系统功能,将可为海洋生物多样性研究和生态环境监测及保护工作的开展提供更多的便利。

由于仪器设备和条件等方面的制约,以往海洋污损生物调查基本没有同步监测水体理化参数,即使采集了温度、盐度等数据也是零散和不连续的,难以很好地将环境与生物之间的关系予以对应。今后除加强基础数据的采集和积累,还需考虑与其他专业数据库资料的兼容与共享,完善和发展海洋污损生物数据管理系统,以期在为经济建设和社会发展服务的前提下,也为揭示海洋生物群落内在作用机制、丰富和发展海洋恢复生态学创造条件。

为了能更好地服务于科研、教育与生产,满足高等院校、科研院所、评估机构和生产单位等多个方面和不同层次的需求,尤其面对缺乏生物分类学知识的终端用户,可考虑进一步拓展该数据管理系统,以增加污损生物形态描述、图像资料和数据溯源追踪等方面的内容。另外,伴随着数据库规模增大,结构日趋复杂,再加上数量日益增多的用户,如何保障数据的完整性、安全性、并发性以及故障恢复的能力,也是下阶段研发工作需要着重关注的问题。

开发海洋污损生物数据管理系统的初衷,是为了构建一个数据储存、处理、检索和查询的专业平台,方便相关研究团队的科研人员进行分析和探讨,并为项目合作单位之间的数据集成与交流提供便利,故该数据库的原设计理念主要着眼于海洋污损生物这一特定领域。资料整合与共享并与国际接轨是生物多样性研究的发展趋势,该数据库未来需参照 Darwin Core 等国际惯用数据规范(邵广昭等, 2010)予以进一步完善和扩展。

参考文献

- Alberte RS, Snyder S, Zahuranec B, Whetstone M (1992) Biofouling research needs for the United States Navy: program history and goals. *Biofouling*, 6, 91–95.
- Connell SD (2001) Urban structures as marine habitats: an experimental comparison of the composition and abundance of subtidal epibiota among pilings, pontoons and rocky reefs. *Marine Environmental Research*, 52, 115–125.

- Edyvean RGJ, Terry LA, Picken GB (1985) Marine fouling and its effects on offshore structures in the North Sea—a review. *International Biodeterioration*, 21, 277–284.
- Fitridge I, Dempster T, Guenther J, de Nys R (2012) The impact and control of biofouling in marine aquaculture: a review. *Biofouling*, 28, 649–669.
- Gao H, Liang JR, Gao YH, Luo QQ, Li XS, Chen CP (2006) Construction of a database of common marine phytoplankton in coastal waters of China. *Journal of Xiamen University (Natural Science)*, 45(Suppl.1), 230–233. (in Chinese with English abstract) [高华, 梁君荣, 高亚辉, 骆巧琦, 李雪松, 陈长平 (2006) 我国沿海常见浮游植物检索数据库的建立. 厦门大学学报(自然科学版), 45(Suppl.1), 230–233.]
- General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of China, Standardization Administration of China (2007a) Specifications for Oceanographic Survey—Part 6: Marine Biological Survey. China Standards Press, Beijing. (in Chinese) [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会 (2007a) 海洋调查规范第6部分: 海洋生物调查. 中国标准出版社, 北京.]
- General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of China, Standardization Administration of China (2007b) Specifications for Oceanographic Survey—Part 4: Survey of Chemical Parameters in Sea Water. China Standards Press, Beijing. (in Chinese) [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会 (2007b) 海洋调查规范第4部分: 海水化学要素调查. 中国标准出版社, 北京.]
- General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of China, Standardization Administration of China (2007c) Specifications for Oceanographic Survey—Part 9: Guidelines for Marine Ecological Survey. China Standards Press, Beijing. (in Chinese) [中华人民共和国国家质量监督检验检疫总局, 中国国家标准化管理委员会 (2007c) 海洋调查规范第9部分: 海洋生态调查指南. 中国标准出版社, 北京.]
- Glasby TM (1999) Differences between subtidal epibiota on pier pilings and rocky reefs at marinas in Sydney, Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 281–290.
- Griffiths HJ, Linse K, Crame JA (2003) SOMBASE—Southern Ocean Mollusc Database: a tool for biogeographic analysis in diversity and ecology. *Organisms Diversity & Evolution*, 3, 207–213.
- Gu J, Gong JX, Jiao NZ, Zhao SJ (2002) Jiaozhou Bay ecological GIS database. *Marine Sciences*, 26(1), 13–16. (in Chinese) [顾军, 龚建新, 焦念志, 赵淑江 (2002) 胶州湾海洋生态环境GIS数据库的构筑. 海洋科学, 26(1), 13–16.]
- Heaf NJ (1979) The effect of marine growth on the performance of fixed offshore platforms in the North Sea. In: *Proceedings of the 11th Annual Offshore Technology Conference*, pp. 255–268. Houston, Texas.
- Huang B, Xu FS, Dang HY (1996) The management information system of Bivalvia Mollusca database in China Seas. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 27, 220–223. (in Chinese with English abstract) [黄勃, 徐凤山, 党宏月 (1996) 中国海域双壳类软体动物数据库的结构与功能. 海洋与湖沼, 27, 220–223.]
- Huang LJ, Zheng XF, Luo T (2004) Research on object relationship mapping. *Computer Engineering and Design*, 25, 1994–1995. (in Chinese with English abstract) [黄丽娟, 郑雪峰, 罗涛 (2004) 对象映射关系型数据库技术研究. 计算机工程与设计, 25, 1994–1995.]
- Huang ZG, Cai RX (1984) Marine Biofouling and Its Prevention, Vol. I, pp. 1–37. China Ocean Press, Beijing. (in Chinese) [黄宗国, 蔡如星 (1984) 海洋污损生物及其防除(上册), pp. 1–37. 海洋出版社, 北京.]
- Li J, Yan T, Cao WH, Chen C, Chen RJ (2010) Advances in research of marine fouling in offshore areas. *Marine Science Bulletin*, 29(1), 113–119. (in Chinese with English abstract) [李静, 严涛, 曹文浩, 陈池, 陈如江 (2010) 近海污损生物生态研究进展. 海洋通报, 29(1), 113–119.]
- Liu ML, Yan T (2006) A review of marine fouling communities in the South China Sea. *Marine Science Bulletin*, 25(1), 84–91. (in Chinese with English abstract) [刘勐伶, 严涛 (2006) 南海污损生物生态研究进展. 海洋通报, 25(1), 84–91.]
- Marine Technology Directorate Limited (1992) Appraisal of Marine Growth on Offshore Installations, pp. 15–24. Marine Technology Directorate Limited, London.
- Neville A, Hodgkiess T (2000) Localised effects of macrofouling species on electrochemical corrosion of corrosion resistant alloys. *British Corrosion Journal*, 35(1), 54–59.
- Page HM, Dugan JE, Dugan DS, Richards JB, Hubbard DM (1999) Effects of an offshore oil platform on the distribution and abundance of commercially important crab species. *Marine Ecology Progress Series*, 185, 47–57.
- Perkol-Finkel S, Zilman G, Sella I, Miloh T, Benayahu Y (2008) Floating and fixed artificial habitats: spatial and temporal patterns of benthic communities in a coral reef environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 491–500.
- Qiao HJ, Han Y, Li N, Ji LQ (2004) A model of biodiversity information integration. *Biodiversity Science*, 12, 553–561. (in Chinese with English abstract) [乔慧捷, 韩艳, 李诺, 纪力强 (2004) 生物多样性数据集成模式初探. 生物多样性, 12, 553–561.]
- Schultz MP, Bendick JA, Holm ER, Hertel WM (2011) Economic impact of biofouling on a naval surface ship. *Biofouling*, 27, 87–98.
- Shao KT, Lai KC, Lin YC, Ko CJ, Lee H, Hung LY, Chen YC, Chen LS (2010) Experience and strategy of biodiversity data integration in Taiwan. *Biodiversity Science*, 18, 444–453. (in Chinese with English abstract) [邵广昭, 赖昆祺, 林永

- 昌, 柯智仁, 李瀚, 洪铃雅, 陈岳智, 陈丽西 (2010) 台湾生物多样性资料整合之经验与策略. *生物多样性*, 18, 444–453.]
- Shao KT, Lee H, Lin YC, Lai KC (2014) A review of marine biodiversity information resources. *Biodiversity Science*, 22, 253–263. (in Chinese with English abstract) [邵广昭, 李瀚, 林永昌, 赖昆祺 (2014) 海洋生物多样性信息资源. *生物多样性*, 22, 253–263.]
- Spaanjaars I (translated by Liu WQ, Zhang GX) (2010) Beginning ASP.NET 4 in C# and VB, pp. 514–542. Tsinghua University Press, Beijing. (in Chinese) [刘伟琴, 张格仙 (译) (2010) ASP.NET 4入门经典: 涵盖C#和VB.NET, pp. 514–542. 清华大学出版社, 北京.]
- Su TY, Liu HX, Liu BH, Han JY, Yang FL (2008) Design of Yellow Sea larger marine ecosystem database. *Advances in Marine Science*, 26, 243–250. (in Chinese with English abstract) [苏天赞, 刘海行, 刘保华, 韩京云, 杨凤丽 (2008) 黄海大海洋生态系数据库设计. *海洋科学进展*, 26, 243–250.]
- Swift MR, Fredriksson DW, Unrein A, Fullerton B, Patursson O, Baldwin K (2006) Drag force acting on biofouled net panels. *Aquacultural Engineering*, 35, 292–299.
- Venkatesan R, Murthy PS (2009) Macrofouling control in power plants. In: *Marine and Industrial Biofouling* (eds Flemming HC, Murthy PS, Venkatesan R), pp. 265–291. Springer, Berlin.
- Wilhelmsson D, Malm T (2009) Fouling assemblages on offshore wind power plants and adjacent substrata. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 79, 459–466.
- Woods Hole Oceanographic Institution (1952) *Marine Fouling and Its Prevention*, pp. 3–20. United States Naval Institute, Annapolis, Maryland.
- Yan T, Cao WH (2008) Ecology of marine fouling organism in Huanghai and Bohai Seas. *Journal of Marine Sciences*, 26(3), 107–118. (in Chinese with English abstract) [严涛, 曹文浩 (2008) 黄、渤海污损生物生态特点及研究展望. *海洋学研究*, 26(3), 107–118.]
- Yan T, Liu SS, Cao WH (2008) Marine biofouling on aquaculture facilities in the coastal waters of China and prevention methods. *Marine Science Bulletin*, 27(1), 102–110. (in Chinese with English abstract) [严涛, 刘姗姗, 曹文浩 (2008) 中国沿海水产设施污损生物特点及防除途径. *海洋通报*, 27(1), 102–110.]
- Yan T, Yan WX, Dong Y, Wang HJ, Yan Y, Liang GH (2009) Marine fouling on floating installations west of Dongsha Islands, the northern South China Sea. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63, 1079–1087.
- Yan T, Zhang H, Li YQ, Cao WH, Hu BR (2014) An overview of fouling sedentary polychaetes. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 6049–6057. (in Chinese with English abstract) [严涛, 张慧, 李韵秋, 曹文浩, 胡碧茹 (2014) 污损性管栖多毛类生态特点及研究展望. *生态学报*, 34, 6049–6057.]
- Yang TX, Yan T, Chen C, Cao WH, Chen RJ, Cheng ZQ, Hu YF (2013) Research on the effects of marine macro-fouling organisms on metal corrosion. *Industrial Safety and Environmental Protection*, 39(11), 69–71. (in Chinese with English abstract) [杨天笑, 严涛, 陈池, 曹文浩, 陈如江, 程志强, 胡煜峰 (2013) 大型海洋污损生物对金属材料腐蚀影响及研究展望. *工业安全与环保*, 39(11), 69–71.]
- Yuan Q, Shen XQ (2004) Design and development of the database for marine fisheries eco-environmental monitoring. *Marine Fisheries*, 26, 266–270. (in Chinese with English abstract) [袁骐, 沈新强 (2004) 海洋渔业生态环境监测数据库系统的设计和实现. *海洋渔业*, 26, 266–270.]
- Zhang H, Cao WH, Wu ZW, Song XK, Wang JJ, Yan T (2015) Biofouling on deep-sea submersible buoy systems off Xisha and Dongsha Islands in the northern South China Sea. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 104, 92–96.
- Zhao B, Tang LJ, Wu QH, Chen JK (2000) The establishment and application of Shanghai Biodiversity Information Management System. *Chinese Biodiversity*, 8, 233–237. (in Chinese with English abstract) [赵斌, 唐礼俊, 吴千红, 陈家宽 (2000) 上海市生物多样性信息管理系统的建立和应用. *生物多样性*, 8, 233–237.]
- Zhu L, Xue H (2007) The mapping model of the object-oriented relational database systems and its applications. *Computer Engineering & Science*, 29(12), 120–122. (in Chinese with English abstract) [朱玲, 薛贺 (2007) 对象关系数据库系统映射模型及应用. *计算机工程与科学*, 29(12), 120–122.]

(责任编辑: 孙军 责任编辑: 黄祥忠)

• 方法 •

颗石藻颗石粒形态的原子力显微镜观测方法： 以赫氏艾密里藻为例

王 雨¹ 张会勇² 项 鹏¹ 叶又茵¹ 林更铭¹ 杨清良¹ 林 茂^{1*}¹ (国家海洋局第三海洋研究所, 福建厦门 361005)² (泽泉科技有限公司开放实验室, 上海 200333)

摘要: 颗石藻(coccolithophore)作为一种模式生物, 在重建古海洋气候和环境以及预测未来全球气候变化中起着很重要的作用, 赫氏艾密里藻(*Emiliania huxleyi*)是颗石藻最为典型的代表种。钙质颗石粒(coccolith)是颗石藻形态分类的主要依据, 有着非常精细和复杂的结构, 在样品收集过程中很容易遭到破坏, 这是颗石藻鉴定中经常遇到的一个技术问题。国际上还没有统一的颗石藻定量采样和样品分析方法。本文采用原子力显微方法(atomic force microscopy, AFM)对赫氏艾密里藻的颗石粒形态进行了超显微观察研究, 获取不同扫描范围的高度图(height image)和形貌图(deflection image)以观测其形态结构, 并建立了针对颗石藻的原子力显微样品制备方法。通过离心与膜过滤两种方法收集赫氏艾密里藻, 比较后得出了一种简单、快速的适合于观测颗石藻在大气环境成像的样品处理、制备和图像采集方法: 3,000–4,000 rpm, 20℃离心5 min, 收集颗石藻, 去除有机杂质后取白色沉淀, 将沉淀物悬浮于0.05 M NH₄HCO₃溶液中, 悬浮液滴加于盖玻片表面, 20℃晾干后于样品台在AFM接触模式(contact mode)下原子级扫描, 扫描范围50 μm, 频率1 Hz, 可以得到优质的颗石粒形态图像, 有助于颗石藻的分类鉴别。该方法可用于室内不同环境梯度或参数下的颗石粒形态结构及颗石藻藻华的检测与研究。

关键词: *Emiliania huxleyi*; 颗石粒; 形态特征; 原子力显微法; 高度图; 形貌图

Observing the morphological features of *Emiliania huxleyi* coccoliths using atomic force microscopy

Yu Wang¹, Huiyong Zhang², Peng Xiang¹, Youyin Ye¹, Gengming Lin¹, Qingliang Yang¹, Mao Lin^{1*}¹ Third Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Xiamen, Fujian 361005² Zealquest Open Laboratory of Zealquest Technology Limited Company, Shanghai 200333

Abstract: Coccolithophores are important components of the phytoplankton community that play a unique role in the global ocean biogeochemical cycle through carbon fixation and calcium carbonate production. In addition, coccolithophores are good indicators of climate change as they have indicative organic and inorganic remnants in sediments. *Emiliania huxleyi* is the most typical representative of coccolithophores. Classification of coccolithophores is mainly based on coccoliths, which have very fine and complex structures and are easily destroyed during the sample collection process. It becomes a technical problem to identify coccolithophores. In this study, atomic force microscopy (AFM) was employed to observe coccoliths of *Emiliania huxleyi* with the purpose of establishing an AFM sample preparation method for coccolithophores. Centrifugation was found to be an appropriate method to deal with the AFM samples compared with filtration. An optimized protocol was established: cells are centrifuged at 3,000–4,000 rpm, 20℃, over 5 minutes, a precipitate is suspended in 0.05 M NH₄HCO₃ solution, and then a droplet of solution containing suspended coccoliths is pipetted onto a glass attached to the sample holder. High resolution images had been captured under the contact mode of AFM in air conditioning with a scan range of 50 μm and frequency of 1 Hz. The method is applicable to analyze the morphological features of coccoliths under various environ-

收稿日期: 2015-11-16; 接受日期: 2016-04-15

基金项目: 国家自然科学基金(41506217, 41506136)、科技部基础专项(GASI-01-02-04)和科技部海洋公益性行业科研专项(201005015)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: linmao@tio.org.cn

mental parameters or gradients in the laboratory and is also suitable for coccolithophore bloom detection.

Key words: *Emiliana huxleyi*; coccolith; morphological feature; atomic force microscopy (AFM); height image; deflection image

颗石藻(coccolithophore)是海洋中重要的初级生产者之一,在分类上属于定鞭藻门(Haptophyta)定鞭藻纲(Prymnesiophyceae) (Jordan & Kleijne, 1994),是海洋光合自养单细胞真核微藻,细胞相对较小(3–40 μm),大部分呈球形。颗石藻生活史的特定阶段具有钙质的甲片即颗石粒(coccolith),大小约1–20 μm ,是颗石藻分类鉴定的重要依据(Young, 1994)。颗石粒具有圆盘状、圆玻璃杯状、喇叭状等各种形状,其中最典型的是倒扣在细胞表面的圆盘状结构。根据组成颗石粒的单位晶体大小、形状,可以分为全颗石粒(holococcolith)和异颗石粒(heterococcolith)两大类(Cros & Fortuño, 2002; Quintero-Torres et al, 2006)。颗石藻通过光合作用产生有机碳并通过胞内机制产生无机碳酸钙质颗石粒,胞内产生的颗石粒再通过特殊的机制转运到胞外(Westbroek et al, 1989),因而被认为是地球上生产力最大的钙化微型生物。

颗石藻在世界范围广泛分布,尤其在副极地高纬度海区 and 相对高硝酸盐、低磷酸盐且高光的水体中,是大洋和高纬度海域发生藻华的常见类群(孙军, 2007; 孙军等, 2011; 李杨等, 2002)。在现存的约200种颗石藻中,赫氏艾密里藻(*Emiliana huxleyi*)与大洋桥石藻(*Gephyrocapsa oceanica*)可以形成季节性的藻华。在这两种颗石藻中,更重要的是前者,它广泛分布于全球海域,尤其在亚极地高纬度海区,每年都能够暴发大规模藻华(Brown & Yoder, 1994; Iglesias-Rodríguez et al, 2002; Tyrrell & Merico, 2004; Sun et al, 2014)。颗石藻大规模赤潮后残留的钙质颗石粒是深海软泥和白垩的最主要成分,占总 CaCO_3 沉降量的80%以上(Fabry, 1989),并可从中找到同位素标记、生物标记等反映全球气候变化的信号,赫氏艾密里藻等颗石藻类所独有的化石记录使得它们成为生物地层非常重要的组分,并赋予它们检验进化假说的特殊潜力(Rost & Riebesell, 2004)。

钙质颗石粒是颗石藻分类鉴定的主要依据。很显然,颗石粒对颗石藻必然起着某种作用,但目前为止,我们还无法确定颗石粒的确切功能是什么。

大量的研究推测颗石粒可能有多重功能,如保护藻细胞防止被捕食,调节藻细胞在海洋里上升和下降,以及适应环境,在高光条件下起保护作用等(Paasche, 2001; Brownlee & Taylor, 2004; Quintero-Torres et al, 2006)。颗石粒的细胞面通过有机质与细胞或者其他颗石粒相连,不同种类的颗石藻具有不同形状的颗石粒,这些有着微妙差异的颗石粒可能决定着它们在海洋中的生态位。然而,钙质颗石粒有着非常精细和复杂的结构,在样品收集过程中很容易遭到破坏,这是颗石藻形态分类经常会遇到的一个技术问题。

1 颗石藻形态分类及定量研究方法概述

荧光计(fluorometer)、定量PCR和卫星遥感(remote sensing)被广泛用于水体中颗石藻的研究,但由于某些局限性,这些手段并不能提供精确的水体中颗石藻的物种及细胞丰度信息(Winter et al, 1994)。目前估算水体中今生颗石藻(living coccolithophore)一般有两种基本的研究手段:Utermöhl法和膜过滤(filtration)法。Utermöhl法主要适用于定量分析水体样品中总浮游植物组成(孙军等, 2002),而膜过滤法则只适用于在对颗石藻进行分析时,通过压力差抽滤富集样品。Utermöhl法在样品制备时需要较长时间用于水体中颗粒的沉降,而在此期间,颗石粒上的碳酸钙有可能会溶解。Utermöhl法一般是使用倒置显微镜,分辨率有限,只能检测出个体较大的颗石藻物种,如大洋桥石藻等。膜过滤法的样品常用偏光显微镜(Polarizing Optical Microscopy)和扫描电子显微镜(Scanning Electronic Microscopy, SEM)进行检测分析。偏光显微镜受分辨率的限制,在分析膜过滤法样品尤其是有小颗石球和结构精细的种时会出现一定的误差。而扫描电子显微镜则能有效地辨别这些物种,但扫描电子显微镜运行费用昂贵,而且相对较难得到准确的样品分析体积。所以,使用何种手段来进行颗石藻样品的分析,应依据科研目的来取舍。

国内目前采用的颗石藻形态研究方法多为扫

描电子显微镜(Yang et al, 2003; 钟权伟^①, 2005; Chen et al, 2007)和偏光显微镜(孙军等, 2011; 孙军和荆少非, 2011), 工作集中在黄海、东海黑潮区和南海的今生颗石藻的物种组成与分布(Yang et al, 2001; Chen et al, 2007; 王俊等, 2008; 孙军等, 2011; Jin et al, 2015; 刘海娇等, 2015)。孙军(2007, 2011)选择南海作为颗石藻与全球碳循环相互作用研究的典型海域, 首次报道了我国南海西部上层水体今生颗石藻的物种组成、群落结构和分布。由于国内今生颗石藻研究起步不久, 各主要物种和关键类群的自然分布信息还很匮乏, 今后需要时空尺度上的扩展调查, 以及进一步的理论和技术层面的研究。

原子力显微技术(atomic force microscopy, AFM)最早应用于材料科学领域, 其样品预处理过程比电子显微技术简单得多, 20世纪80年代后期逐渐应用于生物科学领域, 已成为研究生物表面形貌的有力工具(Dufrène, 2002)。近年来, 原子力显微镜也开始广泛应用于海洋微生物学领域, 对于海洋颗石藻的研究也有少量报道(Henriksen et al, 2004a, b)。对于颗石藻的研究, 原子力显微镜相对于扫描电子显微镜来说具有许多优点, 包括: 不需要在样品表面进行镀膜等复杂的预处理, 不会改变样品表面的形貌; AFM原子级的分辨率扫描能提供关于样品表面的更多信息。完整的颗石粒结构是非常复杂的, 如海洋颗石藻(*Coccolithus pelagicus*)、卡特旋筏球藻(*Helicosphaera carteri*)、脆弱卵石藻(*Oolithotus fragilis*)具有不同结构的颗石粒, 而且它们的颗石粒通过有机物质相互连接在一起, 排布在颗石藻藻体的外面, 通过原子力显微技术观测发现, 这种连接颗石粒之间以及颗石粒和藻体之间的有机物具有不同的结构, 有的是管状, 有的是纤维状(Henriksen et al, 2003; 2004a, b)。颗石粒相关多糖(coccolith associated polysaccharides, CAP)和颗石粒的形成紧密相关, 并且这种多糖可能决定了颗石粒碳酸钙晶体形状(Henriksen et al, 2004b)。

颗石藻的钙质颗石粒有着非常精细和复杂的结构, 在样品收集过程中很容易遭到破坏。对于应用原子力显微方法进行观测分析的样品, 其制备和固定是一个非常关键的前期步骤, 制备效果决定了

后续操作是否顺利进行以及获取的显微图像的好坏。由于今生颗石藻还没有国际统一的定量采样和样品分析方法, 本研究使用原子力显微观测手段, 以赫氏艾密里藻为例, 采用两种不同的处理方法收集颗石粒, 经原子力显微扫描分析, 以探求一种比较适合于颗石粒收集和固定的方法, 并获取清晰的形态学图像加以辨别。该方法可用于不同海洋酸化条件下颗石粒的变形程度的观测, 也可针对白令海颗石藻藻华等生态事件的检测与研究。

2 赫氏艾密里藻的观测

2.1 颗石藻培养

藻种: 赫氏艾密里藻, 藻株CCMP371购自美国海洋浮游植物保藏中心(Center for Culture of Marine Phytoplankton, CCMP)。用0.22 μm 聚碳酸酯膜过滤的大洋海水经过高压灭菌后配置f/2-Si培养液(Guillard, 1975)。大洋海水取自东赤道太平洋EPR03-04站位, 中国大洋第17航次。在超净工作台将藻种接种至盛有500 mL培养液的1 L培养瓶中, 再放置于植物生长气候箱培养, 温度为20℃, 光暗周期为12:12, 光照强度约为60 $\mu\text{Em}^{-2}\text{s}^{-1}$ 。

2.2 主要仪器和试剂

主要仪器: 植物气候生长箱(Conviron, 加拿大); 原子力显微镜(AFM)系统, 美国威科公司(DI Instruments Inc.) Nanoscope IIIa Multimode; Si3N4探针, 弹性系数0.06 N/m; 高速冷冻离心机(Eppendorf, 德国); Millipore真空抽滤系统; Millipore PC膜。试剂为0.05 M NH_4HCO_3 溶液。

2.3 原子力显微镜样品制备

目前用来制备原子力显微镜生物样品的方法大致有以下几种: (1)直接将样品滴在基底上(如新鲜的云母片表面), 等自然晾干之后再扫描检测; (2)重力过滤或者抽滤, 膜的孔径略小于样品的直径, 过滤之后样品陷在模孔中(Kasas & Ikai, 1995); (3)通过聚合物粘附并交联, 利用各种带电荷的聚合物, 通过正负电荷的相互吸引来固定细菌, 如利用聚亮氨酸带正电来吸附大多数的细菌(Wagner, 1998), 或者是氨基酸之间的共价连接来粘附(Thierstern & Young, 2004)。对于颗石藻的形态观察, 首选通过重力过滤或者抽滤获得浓缩样品的方法(Vadillo-Rodríguez et al, 2004)。

^① 钟权伟 (2005) 南海北部海域钙板金藻群落的时空变异. 硕士学位论文, “中山大学”海洋生物研究所, 台湾高雄。

2.3.1 抽滤制取原子力样品

指数生长期的藻液细胞用3 μm PC膜真空过滤, 负压0.02 Kpa, 待膜快抽干时加适量的0.05 M NH_4HCO_3 溶液冲洗。抽干的膜在室温晾干, 之后剪取合适大小的膜通过双面胶粘贴在圆形金属片上, 金属片放置于AFM样品台, 大气环境下接触模式(contact mode)扫描, 扫描频率1 Hz。

2.3.2 离心收集藻细胞制取原子力样品

离心收集指数生长期的藻液细胞, 离心速度4,000 rpm, 温度20 $^{\circ}\text{C}$, 离心5 min, 离心沉淀的藻细胞采用0.05 M NH_4HCO_3 溶液轻轻吹洗打匀, 并反复离心3次, 直到管壁上出现明显的白色沉淀为止。用0.05 M NH_4HCO_3 溶液轻轻从管壁上吹洗掉有机质, 弃除有机杂质, 留取白色沉淀, 之后用3 mL的0.05 M NH_4HCO_3 溶液把管壁上的白色沉淀吹洗下来, 低温保存, 或者直接制成AFM样品。

吸取少量的上述样品溶液, 滴加在预先用酒精擦洗好, 并已经通过双面胶粘在圆形金属片的盖玻片上, 室温晾干之后放置于AFM的样品台。在控制面板上选择AFM Mode, 根据本次样品, 采用 Si_3N_4 , 弹性系数为0.06 N/m的探针, 把探针小心放置在悬梁臂固定器上。采用7469j扫描头, 然后调整光探测器, 使红点聚在样品台中央。接触模式下, 水平分量值(HORZ)调整在0.0 volts左右, 垂直分量值(VERT)调在-1至2.0 volts左右, 光强值SUM调到最大。分析控制软件为DI 5.30 r3. sr3, 选择接触模式, 开始的扫描范围为50 μm , 频率为1 Hz。

2.4 膜过滤制取原子力样品的检测结果

原子力显微镜扫描时可同时获取高度图(height

image)和形貌图(deflection image)。高度图给出的是立体空间轴上的信息, 当样品表面比较粗糙时, 高度图不能很好地记录和反映样品表面形貌, 而形貌图则可以做到这一点。因此, 同时获取两种图像是非常必要的(Henriksen et al, 2004a, b)。

图1和图2分别展示了抽滤藻液处理的样品在AFM的20 $\mu\text{m} \times 20 \mu\text{m}$ 和5 $\mu\text{m} \times 5 \mu\text{m}$ 两种扫描范围大小的成像。可以看出颗粒的堆积、重叠, 单个颗粒藻含有多个颗粒粒, 过滤的作用会使得这些颗粒粒脱落, 并杂乱地重叠在一起。使用膜过滤法把藻细胞过滤在孔径小于藻细胞直径的膜上, 由于受藻细胞胞外有机质的影响, 颗粒粒不能完全分离出来, 在抽滤的过程中会埋藏在有机质里面, 同时膜基底上也存在大量有机质, 颗粒粒在抽滤过程中会发生滑动、重叠。即使在过滤之后用 NH_4HCO_3 溶液冲洗, 也不能消除这些影响。

过滤到膜上的方法不需要化学处理和表面修饰, 相对来说, 对细胞表面的形貌和物理化学特性影响更小。但是在负压过滤的过程中, 压力会轻微改变细胞表面的形貌, 例如在负压作用下细胞变得扁平, 细胞表面的物理化学特性都会受到影响, 这在负压越大的情况下表现得越明显。但是这种方法自使用以来, 已经得到了众多科学家的肯定(Kasas & Ikai, 1995; Méndez-Vilas et al, 2007), 如用来固定细胞, 观察其分裂过程(Touhami et al, 2004)。

2.5 离心制取原子力显微样品检测结果

图3显示, 离心可以把密度不同的细胞有机质和颗粒粒分离开来, 离心重悬处理得到的样品比较干净完整, 扫描获得了很好的图像, 并且在更精细

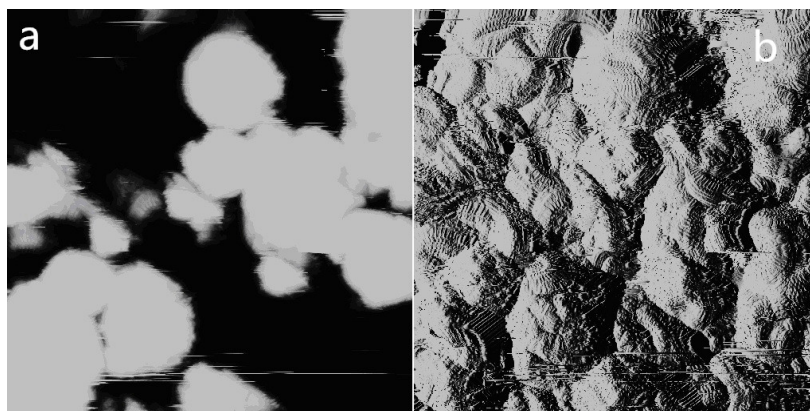


图1 藻液过滤制样条件下赫氏艾密里藻颗粒粒的原子力20 $\mu\text{m} \times 20 \mu\text{m}$ 扫描范围高度图(a)和形貌图(b)

Fig. 1 Height (a) and deflection (b) images at 20 $\mu\text{m} \times 20 \mu\text{m}$ in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by filtration

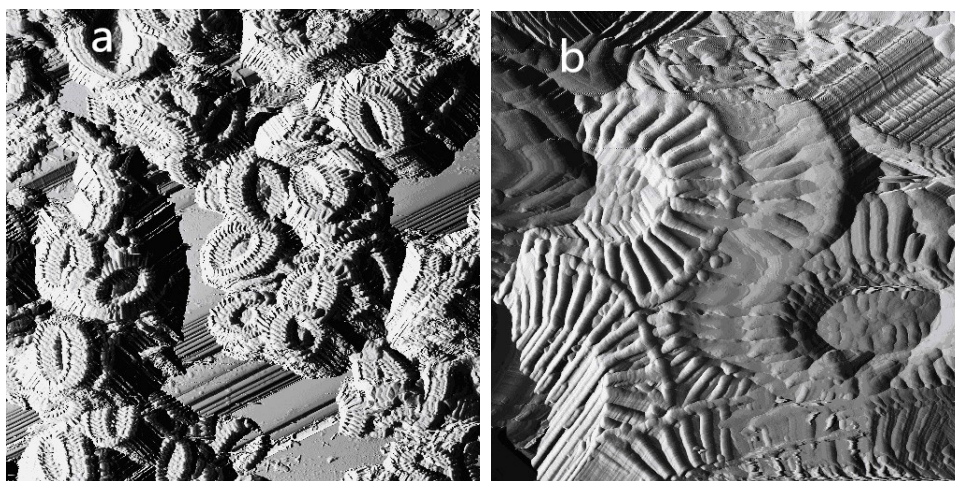


图2 藻液过滤制样条件下赫氏艾密里藻颗石粒的原子力 $20\ \mu\text{m}\times 20\ \mu\text{m}$ (a)与 $5\ \mu\text{m}\times 5\ \mu\text{m}^2$ (b)扫描范围形貌图

Fig. 2 Deflection images at $20\ \mu\text{m}\times 20\ \mu\text{m}$ (a) and $5\ \mu\text{m}\times 5\ \mu\text{m}$ (b) in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by filtration

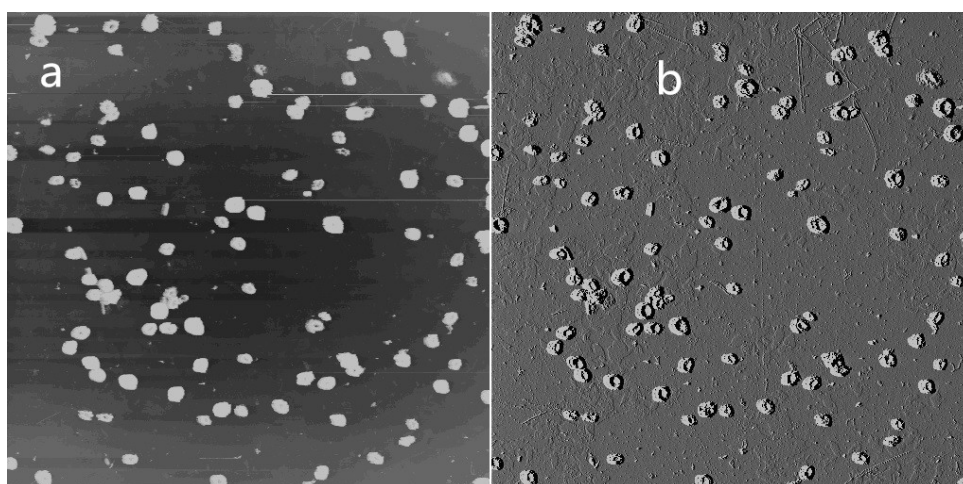


图3 离心收集条件下赫氏艾密里藻颗石粒的原子力 $100\ \mu\text{m}\times 100\ \mu\text{m}$ 扫描范围高度图(a)与形貌图(b)

Fig. 3 Height (a) and deflection (b) images at $100\ \mu\text{m}\times 100\ \mu\text{m}$ in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by centrifugation

的尺度水平上扫描得到了较好的图像。图4、5展示了完整的颗石粒形态, 图6、7可以看出一个单独颗石粒的结构, 依次展示了更小扫描范围上的成像, 即离心法制备颗石粒样品可以看到更为精细的颗石粒结构。

离心速度对颗石粒的分离是一个关键的因素。经过多次离心试验, 得出3,000–4,000 rpm是一个较佳的离心速度范围。速度太高会导致颗石粒破碎, 速度太低则无法把有机质和颗石粒分离开来(Henriksen et al, 2004a; Vadillo-Rodríguez et al, 2004)。

原子力显微镜扫描之前, 将含有颗石粒的溶液直接滴加在预先用酒精擦洗好的盖玻片上, 盖玻片预先和圆形金属片用双面胶粘贴好。样品自然风干

之后, 颗石粒牢固粘附在盖玻片上, 不需要用云母片和高定向裂解石墨, 也不需要多聚左旋赖氨酸和长链聚合物聚醚酰亚胺来粘附, 样品的固定过程简化, 而且更加快捷。通过原子力显微扫描得到的图像可见, 直接过滤在膜上的样品, 颗石粒容易重叠在一起, 并且由于有机质的覆盖, 不能真实反映颗石粒的形貌(图1, 2); 而经过离心收集的整个样品表面颗石粒则比较均匀, 而且没有受到有机质的干扰而影响扫描成像(图3, 4, 5)。

原子力显微针尖的扫描频率(Hz)也是一个重要的影响因素, 要根据扫描面积的大小来设定扫描的频率: 面积大, 扫描频率可以快些; 面积小, 扫描频率就调小。速度太快容易引起针尖拖尾, 而速度

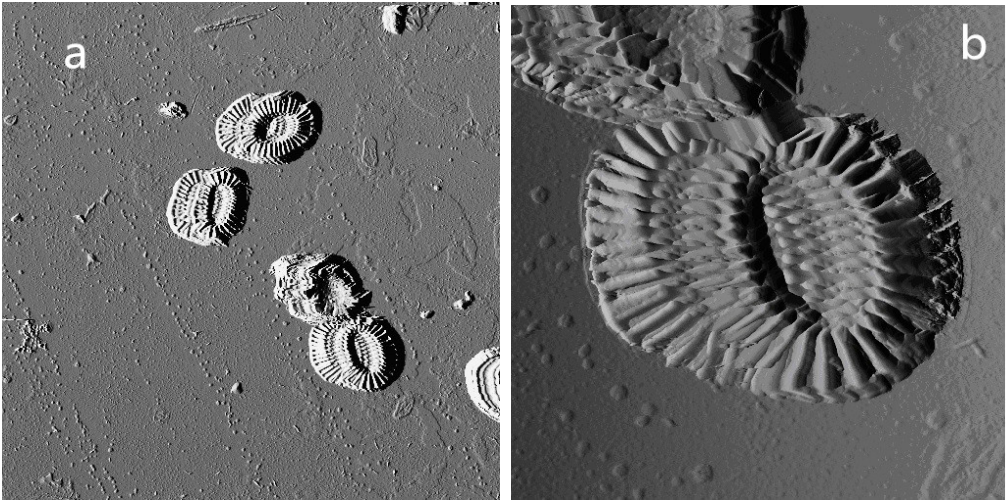


图4 离心收集条件下赫氏艾密里藻颗石粒的原子力20 μm×20 μm(a)与5 μm×5 μm(b)扫描范围形貌图
Fig. 4 Deflection image at 20×20 μm² (a), 5 μm×5 μm² (b) in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by centrifugation

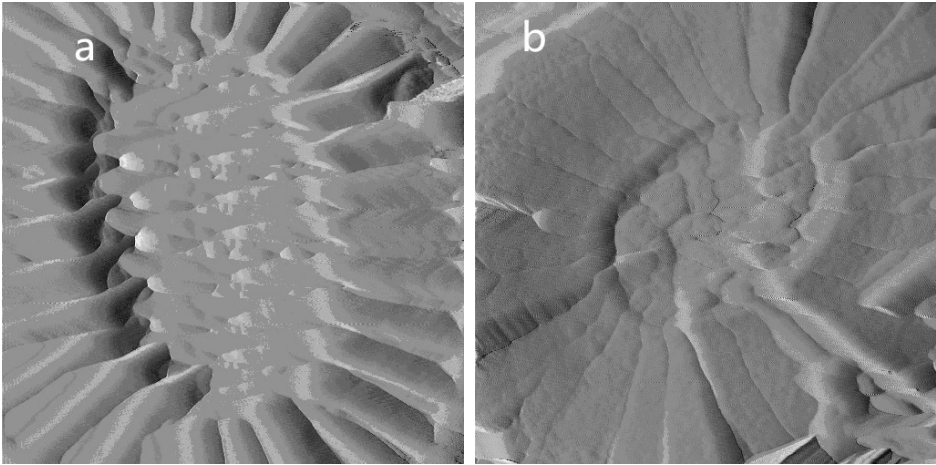


图5 离心收集条件下赫氏艾密里藻颗石粒的原子力2 μm×2 μm扫描范围正面(a)与反面(b)形貌图
Fig. 5 Frontal (a) and inverse (b) deflection image at 2 μm×2 μm in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by centrifugation

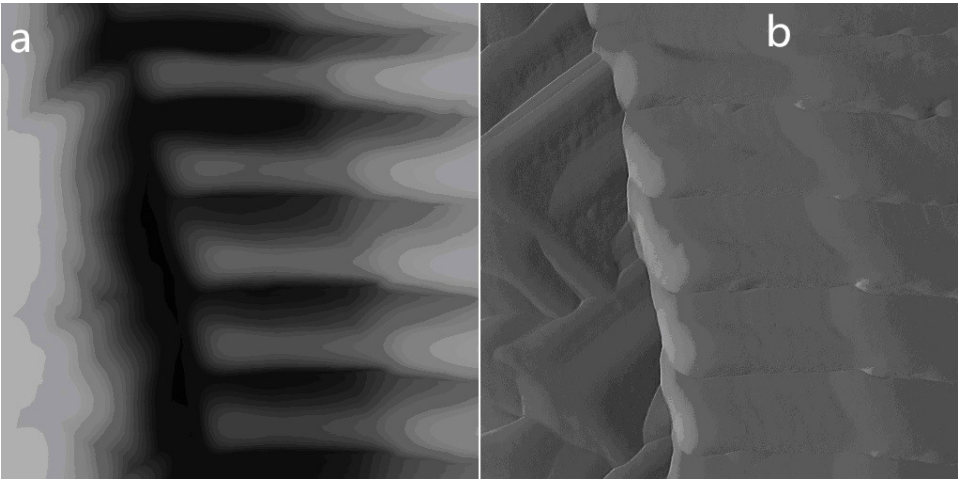


图6 离心收集条件下赫氏艾密里藻颗石粒(正面) 的原子力1 μm×1 μm扫描范围高度图(a)与形貌图(b)
Fig. 6 Frontal height (a) and deflection (b) image at 1 μm×1 μm in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by centrifugation

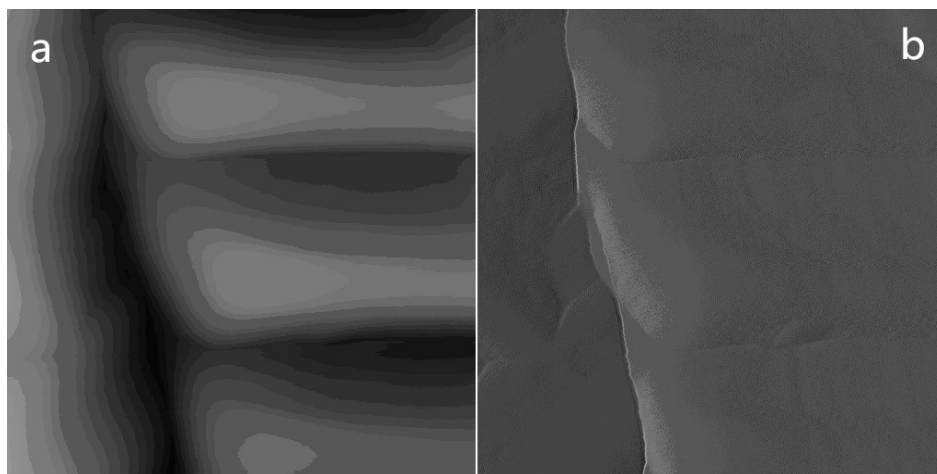


图7 离心收集条件下赫氏艾密里藻颗石粒(正面)的原子力500 nm×500 nm扫描范围高度图(a)与形貌图(b)

Fig. 7 Frontal height (a) and deflection (b) image at 500 nm×500 nm in AFM of *Emiliana huxleyi* coccoliths collected by centrifugation

太慢则针尖容易粘附到样品表面。

3 讨论与结论

原子力显微方法的样品制备和固定对获得良好的扫描图片是一个非常重要的前提。本文通过实验比较得出,较之于直接滴加颗石粒悬浮液于盖玻片自然风干、抽滤富集到膜上的方法,离心收集颗石粒是一种快捷简单的处理方法。经过离心收集的赫氏艾密里藻的表面颗石粒分布比较均匀,而且没有受有机质的干扰而影响扫描成像,这为进一步研究颗石粒的结构和功能提供了很好的前提,也为其他种类颗石藻的颗石粒样品处理提供了启示。

不同种类颗石藻的颗石粒在形貌上相差甚远,已有研究表明这些不同形状的颗石粒可能在决定不同种类颗石藻的生态位上起了很大的作用。不同种类颗石藻的无机颗石粒的矿化方式和结构不一样,其和有机质的连接机制也存在差异。颗石粒的矿化过程和影响因素都可以通过原子力显微镜来探明。目前大气环境二氧化碳浓度急剧升高,对海洋颗石藻产生了重大的影响,其中一个方面就是颗石粒矿化受到影响(Riebesell et al, 2000)。至于是如何影响的,这或许可以通过原子力显微镜研究获得答案。原子力显微镜已成为研究海洋颗石藻的得力工具,其在颗石藻分类鉴定、定量研究以及应对全球气候变化方面也将得到更加广泛的应用。

参考文献

Brown CW, Yoder JA (1994) Coccolithophorid blooms in the

- global ocean. *Journal of Geophysics Research*, 99, 7467–7482.
- Brownlee C, Taylor A (2004) Calcification in coccolithophores: a cellular perspective. In: *Coccolithophore: From Molecular Process to Global Impacts* (eds Theirstein HR, Young JR), pp. 31–50. Springer-Verlag Press, Berlin
- Chen YLL, Chen HY, Chung CW (2007) Seasonal variability of coccolithophore abundance and assemblage in the northern South China Sea. *Deep Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, 54, 1617–1633.
- Cros L, Fortuño JM (2002) Atlas of northwestern Mediterranean coccolithophores. *Scientia Marina*, 66, 7–182.
- Dufrène YF (2002) Atomic force microscopy, a powerful tool in microbiology. *Journal of Bacteriology*, 184, 5205–5213.
- Fabry VJ (1989) Aragonite production by pteropod molluscs in the subarctic Pacific. *Deep Sea Research Part A Oceanographic Research Papers*, 36, 1735–1751.
- Guillard RRL (1975) Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: *Culture of Marine Invertebrate Animals* (eds Smith WL, Chanley MH), pp. 26–60. Plenum Press, New York.
- Henriksen K, Stipp SLS, Young JR, Bown PR (2003) Tailoring calcite: Nanoscale AFM of coccolith biocrystals. *American Mineralogist*, 88, 2040–2044.
- Henriksen K, Stipp SLS, Young JR, Marsh ME (2004a) Biological control on calcite crystallization: AFM investigation of coccolith polysaccharide function. *American Mineralogist*, 89, 1709–1716.
- Henriksen K, Young JR, Bown PR, Stipp SLS (2004b) Coccolith biomineralisation studied with atomic force microscopy. *Palaeontology*, 47, 725–743.
- Iglesias-Rodríguez MD, Brown CW, Doney SC, Joan K, Dorota K, Kolber Z, Hayes PK, Falkowski P (2002) Representing key phytoplankton functional groups in ocean carbon cycle models: coccolithophorids. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 47–1–47–20.

- Jin HL, Feng YY, Li XQ, Zhai WD, Sun J (2015) Spring and autumn living coccolithophores in the Bohai Sea and Yellow Sea, China. *Acta Oceanologica Sinica*, 34, 132–146.
- Jordan RW, Kleijne A (1994) A classification system for living coccolithophores. In: *Coccolithophores* (eds Winter A, Siesser WG), pp. 83–106. Cambridge University Press, Cambridge.
- Kasas S, Ikai A (1995) A method for anchoring round shaped cells for atomic force microscope imaging. *Biophysical Journal*, 68, 1678–1680.
- Li Y, Gao YH, Huang DQ (2002) Advances in study of marine coccolithophorids. *Marine Sciences*, 26, 13–16. (in Chinese with English abstract) [李杨, 高亚辉, 黄德强 (2002) 海洋球石藻研究进展. *海洋科学*, 26(3), 13–16.]
- Liu HJ, Sun J, Feng YY (2015) Study on modern coccolithophores in coastal region along the east Hainan Island. *Acta Oceanologica Sinica*, 37(12), 27–40. (in Chinese with English abstract) [刘海娇, 孙军, 冯媛媛 (2015) 琼东海域今生颗石藻群落研究. *海洋学报*, 37(12), 27–40.]
- Méndez-Vilas A, Gallardo-Moreno AM, González-Martín LM (2007) Atomic force microscopy of mechanically trapped bacterial cells. *Microscopy and Microanalysis*, 13, 55–64.
- Paasche E (2001) A review of the coccolithophorid *Emiliania huxleyi* (Prymnesiophyceae), with particular reference to growth, coccolith formation and calcification-photosynthesis interaction. *Phycologia*, 40, 503–529.
- Quintero-Torres R, Aragon JL, Torres M, Estrada M, Cros L (2006) Strong far-field coherent scattering of ultraviolet radiation by holococcolithophores. *Physical Review E*, 74, 032901.
- Riebesell U, Zondervan I, Rost BM, Tortell PD, Zeebe RE, Morel FMM (2000) Reduced calcification of marine plankton in response to increased atmospheric CO₂. *Nature*, 407, 364–367.
- Rost B, Riebesell U (2004) Coccolithophores and the biological pump: responses to environmental changes. In: *Coccolithophores: From Molecular Processes to Global Impact* (eds Theirstein R, Young R), pp. 99–125. Springer-Verlag Press, Berlin.
- Sun J (2007) Organic carbon pump and carbonate counter pump of living coccolithophorid. *Advances in Earth Science*, 22, 1231–1239. (in Chinese with English abstract) [孙军 (2007) 今生颗石藻的有机碳泵和碳酸盐反向泵. *地球科学进展*, 22, 1231–1239.]
- Sun J, An BZ, Dai MH, Li TG (2011) Living coccolithophores in the western South China Sea in summer 2007. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 42, 170–178. (in Chinese with English abstract) [孙军, 安佰正, 戴民汉, 李铁刚 (2011) 夏季南海西部今生颗石藻. *海洋与湖沼*, 42, 170–178.]
- Sun J, Jing SF (2011) Species diversity of living coccolithophores in Chinese sea waters. *Biodiversity Science*, 19, 787–797. (in Chinese with English abstract) [孙军, 荆少非 (2011) 中国近海今生颗石藻物种多样性初步研究. *生物多样性* 19, 787–797.]
- Sun J, Gu XX, Feng YY, Jing SF, Jiang WS, Jin HY, Chen JF (2014) Summer and winter living coccolithophores in the Yellow Sea and the East China Sea. *Biogeosciences*, 11, 779–806.
- Sun J, Liu DY, Qian SB (2002) A quantitative research and analysis method for marine phytoplankton: an introduction to Utermöhl method and its modification. *Journal of Oceanography of Huanghai & Bohai Seas*, 20, 105–112. (in Chinese with English abstract) [孙军, 刘东艳, 钱数本 (2002) 一种海洋浮游植物定量研究分析方法—Utermöhl方法的介绍及其改进. *黄渤海海洋*, 20, 105–112.]
- Thierstern HR, Young JR (2004) *Coccolithophores: From Molecular Processes to Global Impact*. Springer-Verlag Press, Berlin.
- Touhami A, Jericho MH, Beveridge TJ (2004) Atomic force microscopy of cell growth and division in *Staphylococcus aureus*. *Journal of Bacteriology*, 186, 3286–3295.
- Tyrrell T, Merico A (2004) *Emiliania huxleyi*: bloom observations and the conditions that induce them. In: *Coccolithophores: From Molecular Processes to Global Impact* (eds Theirstein R, Young R), pp. 75–97. Springer-Verlag Press, Berlin.
- Vadillorodríguez V, Busscher HJ, Norde W, de VJ, Dijkstra RJ, Stokroos I, Van der Mei HC (2004) Comparison of atomic force microscopy interaction forces between bacteria and silicon nitride substrata for three commonly used immobilization methods. *Applied and Environmental Microbiology*, 70, 5541–5546.
- Wagner P (1998) Immobilization strategies for biological scanning probe microscopy. *FEBS Letters*, 430, 112–115.
- Wang J, Zuo Y, Chen RS (2008) Species composition of coccolithophorides in the Yellow Sea. *Marine Fisheries Research*, 29, 137–138. (in Chinese with English abstract) [王俊, 左涛, 陈瑞盛 (2008) 黄海水域球石藻的种类组成. *海洋水产研究*, 29, 137–138.]
- Westbroek P, Young JR, Linschooten K (1989) Coccolith production (biomineralisation) in the marine alga *Emiliania huxleyi*. *Journal of Protozoology*, 36, 368–373.
- Winter A, Jordan RW, Roth PH (1994) Biogeography of living coccolithophores in ocean waters. In: *Coccolithophores* (eds Winter A, Siesser WG), pp. 161–177. Cambridge University Press, UK.
- Yang TN, Wei KY, Chen LL (2003) Occurrence of coccolithophorids in the northeastern and central South China Sea. *Taiwania*, 48, 29–45.
- Yang TN, Wei KY, Gong GC (2001) Distribution of coccolithophorids and coccoliths in surface ocean off northeastern Taiwan. *Botanical Bulletin of Academic Sinica*, 42, 287–302.
- Young JR (1994) Functions of coccoliths. In: *Coccolithophores* (eds Winter A, Siesser WG), pp. 63–82. Cambridge University Press, Cambridge.

(责任编辑: 孙军 责任编辑: 时意专)

•保护论坛•

《生物多样性公约》海洋生物多样性议题的谈判焦点、影响及我国对策

银森录¹ 郑苗壮² 徐靖^{1*} 刘岩² 刘文静¹¹ (中国环境科学研究院生物多样性研究中心, 北京 100012)² (国家海洋局海洋发展战略研究所, 北京 100860)

摘要: 海洋和沿海生物多样性保护和可持续利用等问题是《生物多样性公约》谈判的重要领域。本文梳理了历次缔约方大会的谈判进程, 认为主要焦点议题包括: (1)应对人类活动和全球气候变化对海洋和沿海生物多样性的影响; (2)海洋和沿海生物多样性保护和可持续利用的工具; (3)海洋保护区及具有重要生态或生物学意义的海域。这些议题的讨论将影响包括全球海洋保护区建设在内的海洋生物多样性保护进程, 也将影响全球海洋生物多样性保护国际制度的建设, 以及沿海国家的社会经济。我国应加强履约谈判的技术支持, 加快涉海相关问题研究, 积极参与相关国际谈判, 并大力宣传我国经验。

关键词: 海洋生物多样性; 海洋保护区; 具有重要生态或生物学意义的海域; 海洋环境影响评价; 国家管辖范围以外海域海洋生物多样性

Negotiation focus, impacts, and China's implementation strategies of Marine and Coastal Biodiversity in the Convention on Biological Diversity

Senlu Yin¹, Miaozhuang Zheng², Jing Xu^{1*}, Yan Liu², Wenjing Liu¹¹ Biodiversity Research Center, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012² Chinese Institute for Marine Affairs, State Oceanic Administration, Beijing 100860

Abstract: Conservation and sustainable use of marine and coastal biodiversity is an important part in the Conservation on Biological Diversity (CBD). By reviewing the course of negotiation, this paper finds that focal issues include: (1) Actions to address the impacts caused by human activities and global change on marine and coastal biodiversity; (2) Tools for the conservation and sustainable use of marine and coastal biodiversity resources; and (3) Marine protected areas and Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs). These negotiations may have impacts on marine biodiversity conservation, and the process of establishing a network of global marine protected areas and international marine biodiversity conservation, as well as socioeconomic development in maritime countries. In the future, China should accelerate research on marine related science and technology, become actively involved in the course of negotiations, and publicize achievements in the implementation of the Convention.

Key words: marine biodiversity; marine protected area (MPA); Marine Protected Areas and Ecologically or Biologically Significant Marine Areas (EBSAs); marine environmental impact assessment

海洋是地球最主要的生态系统之一, 是生物多样性的宝库。海洋贡献了全球约50%的净初级生产力, 并提供了全球生态系统约2/3的服务价值

(Costanza et al, 1997)。随着人类对海洋的开发利用强度不断增大, 海洋生态系统承受着巨大的压力, 全球41%的海洋区域受到了严重影响(Halpem et al,

收稿日期: 2016-05-30; 接受日期: 2016-06-01

基金项目: 环境保护部自然生态保护司生物多样性国际合作及履约项目“《生物多样性公约》前沿性议题探索及谈判对策研究”(2024004045); 国家海洋局海洋发展战略研究所委托课题“国家管辖范围以外区域海洋遗传资源问题研究”(5215002008)

* 通讯作者 Author for correspondence. E-mail: xujing263@163.com

2008)。海洋渔业可能导致对海洋生物资源的过度捕捞;海洋勘探、采矿和运输等过程中产生的海底噪声可能影响海洋生物的生理生态;海洋开发和旅游等活动产生的废弃物可能会导致海洋环境污染;气候变化导致海洋酸化,造成珊瑚礁生态系统的衰退。海洋和沿海生物多样性的保护和可持续利用逐渐成为《生物多样性公约》(以下简称《公约》)、《联合国海洋法公约》(the United Nations Convention on the Law of the Sea, 以下简称《海洋法公约》)等国际多边条约谈判的重要议题。

近年来我国海洋经济有了较大发展。据初步核算,2015年全国海洋生产总值64,669亿元,占国内生产总值的9.6%,其中滨海旅游业、海洋工业、海洋交通运输业和海洋渔业分别占16.8%、9.3%、8.6%和6.7%(国家海洋局,2015a)。2014年全国远洋渔业总产量和总产值分别达203万吨和185亿元,作业远洋渔船达到2,460艘,总功率达到200万kW,船队总体规模和远洋渔业产量均居世界前列。另一方面,海洋产业的开发也对海洋和沿海生物多样性造成了影响。“十二五”期间,我国典型海洋生态系统多处于亚健康状态,局部海域赤潮仍处于高发期,绿潮影响范围有所增大(国家海洋局,2015b)。了解和掌握《生物多样性公约》在海洋和沿海生物多样性问题上的焦点议题谈判内容,有助于我国进一步开展海洋和沿海环境保护和生物多样性保护工作,提升我国保护和可持续利用海洋生物资源的能力,维护我国海洋权益。

1 海洋和沿海生物多样性问题概述

1995年,《公约》缔约方大会第二次会议(COP2)首次将海洋和沿海生物多样性设为正式议题。会议对海洋生物多样性受到的威胁表示严重关切,鼓励将海洋和沿海地区综合管理(Integrated Marine and Coastal Area Management, IMCAM)作为应对人类活动对海洋生物多样性的影响、促进海洋和沿海生物多样性保护和持续利用的最佳行动框架。大会还宣布将上述共识称为“关于海洋和沿海生物多样性的雅加达任务”(Jakarta Mandate on Marine and Coastal Biological Diversity, 以下简称雅加达任务)(IISD, 1995)。

1998年, COP4通过了《关于海洋和沿海生物多样性的工作方案》(以下简称《方案》),协助在国家、

区域和全球层面上执行雅加达任务。工作方案设计为期3年,确定了《公约》关于海洋和沿海生物多样性保护和可持续利用领域的主要目标和优先行动,在全球、区域、国家和地方各层面上推动采用生态系统方法(ecosystem approach),并将预先防范方法(precautionary approach)应用于所有影响海洋和沿海生物多样性的活动。

2002年,受约翰内斯堡可持续发展世界首脑会议的影响, COP6提出“到2012年建立有代表性的海洋保护区网络”的目标。《公约》科学、技术和工艺咨询附属机构下设的海洋和沿海保护区特设专家工作组提议缔约方大会紧急启动与相关国际组织的沟通,就国家管辖范围以外海洋保护区问题确定适当的机制和责任。

2004年, COP7通过了《公约》2010年的战略计划和生物多样性保护目标,并决定将《方案》纳入《公约》2010多年期工作方案,明确了到2010年海洋及沿海生物多样性工作规划的远景目标、使命、目的和目标体系。决定将国家管辖范围以外区域海洋生物多样性(marine biological diversity beyond areas of national jurisdiction, BBNJ)问题纳入《公约》海洋和沿海生物多样性问题工作计划,要求《公约》支持《海洋法公约》,确定适当机制建立和有效管理国家管辖范围以外海洋保护区。

2006年, COP8要求秘书处在COP9之前完善和发展一套确认开阔海洋水域和深海生境需要保护、具有生态或生物意义的海洋区域的综合科学标准;2008年, COP9通过了《确定公海水域和深海生境中需要加以保护的具有重要生态或生物学意义的海域的科学准则》(简称《科学准则》)和《建立包括公海和深海生境在内的代表性海洋保护区网络选址的科学指导意见》(简称《指导意见》),并要求执行秘书将《科学准则》和《指导意见》转交联合国大会相关机构。大会重申了联合国大会在处理BBNJ问题的核心作用。

2010年, COP10对《方案》的执行情况进行了评估,认为海洋保护区仅覆盖全球海洋面积的约1%,海洋生物多样性保护进展缓慢(SCBD, 2010)。大会发布了2011–2020年《生物多样性战略计划》及对应的生物多样性目标(也称“爱知目标”),决定将《方案》的目标和时间表与之对应,并重申《方案》仍然是全球性优先事项,鼓励缔约方加强执行。

大会还对非可持续捕捞、海洋施肥、海洋酸化、人为水下噪声(anthropogenic underwater noise)以及不可持续的人类活动等不利于海洋和沿海生物多样性的问题进行了探讨;鼓励使用海洋和沿海地区综合管理、海洋空间规划(Marine Spatial Planning)和环境影响评价等工具;公布《海洋和沿海区域环境影响评估和战略性环境评估中考虑生物多样性时使用的自愿准则》(Voluntary Guidelines for the Consideration of Biodiversity in Environmental Impact Assessments and Strategic Environmental Assessments in Marine and Coastal Areas,以下简称《自愿性准则》)供同行审查,以便进一步完善《自愿性准则》;并决定召开一系列区域研讨会,推动在国家管辖范围以外海域描述具有重要生态或生物学意义的海域(Marine Protected Areas and Ecologically or Biologically Significant Marine Areas, EBSAs)。

2012年, COP11介绍了各地区描述EBSAs的进展,通过了《关于描述符合具有重要生态或生物学意义的海洋区域的科学标准的区域的汇总报告草案》,描述了西南太平洋地区、大加勒比和中大西洋西部地区、地中海地区符合EBSAs标准的区域。大会鼓励应用《自愿性准则》,并请各方推广海洋空间规划工具。

2014年, COP12对2011–2020年《生物多样性战略计划》及爱知目标进行了中期评估,并对2020年进展趋势进行了预测,认为与海洋生物多样性保护相关的各项目标均未实现, BBNJ问题形势尤其严峻(SCBD, 2014)。会议主要通过了南印度洋、东部太平洋热带和温带、北太平洋、东南大西洋、北极、西北大西洋和地中海等7个区域的EBSAs汇总报告,将上述区域中的207个海域列入了全球EBSAs清单,并邀请各缔约方和其他国家政府酌情开展国家管辖范围内的EBSAs评估工作。大会还通过了关于人为水下噪声和海洋酸化问题的决定,并请《公约》执行秘书邀请相关组织推进海洋空间规划工具。

2 焦点议题和各方立场

《公约》海洋生物多样性主要围绕以下焦点议题进行: (1)应对人类活动和气候变化对海洋和沿海生物多样性的影响; (2)海洋和沿海生物多样性保护和可持续利用的工具; (3)海洋保护区及EBSAs。由于各方的能力水平存在差异,且在海洋和沿海生物

多样性方面的利益诉求不同,导致在不同的议题上各方立场存在一定的分歧。

2.1 应对人类活动和气候变化对海洋和沿海生物多样性的影响

加强海洋和沿海生物多样性的保护已是全球共识,《公约》缔约方对此并无异议。但是,缔约方对保护的力度和具体措施持有不同立场。欧盟在应对人类活动和气候变化上持积极态度,总体主张由《公约》制定一系列准则、导则和措施,指导缔约方开展控制海洋垃圾和海底噪声,限制过度捕捞,加强海洋和沿海生物多样性的保护,但作为欧盟当时成员的英国由于在海洋施肥、海洋云层白化等快速减缓气候变化工程技术方面投入巨大,对《公约》限制使用此类技术的态度消极(银森录等, 2013)。挪威等沿海国因国内涉海法律、法规和技术规范较为健全,有能力控制海洋垃圾、水下噪声和过度捕捞问题,也并未投入地球工程研发,因此也倾向于通过较为严格的措施管控人类活动。而对一些热带沿海国家而言,海洋和沿海生物多样性是海洋旅游、海洋捕捞等产业的基础,是重要的经济和食物来源,这些国家既担忧海洋和沿海生物多样性的丧失对其国民经济和社会发展造成影响,又缺乏应对各种人类活动影响的能力,因此他们也普遍赞成加强对各种人类活动的管控,积极应对气候变化,并积极向国际组织和发达国家争取资金和技术援助。而少数海洋油气、采矿、海洋运输和远洋捕捞等产业发展较好的沿海国虽也赞成加强海洋和沿海生物多样性保护,但态度相对谨慎,如阿根廷等经常对《公约》过快制定和通过严格的准则、导则和措施表示担忧。

2.2 有利于海洋和沿海生物多样性保护和可持续利用的工具

海洋和沿海地区综合管理是《公约》最早提倡的工具,各方一致认为这是应对人类活动对海洋和沿海生物多样性影响、促进保护和可持续利用生物多样性的最佳工作框架。

在环境影响评价方面,缔约方基本上认同将生物多样性纳入海洋和沿海环境影响评价具有重要意义,但立场也有一定的区别。加拿大、澳大利亚、新西兰和欧盟等国家和组织对相关工具以及缔约方大会发布的各项标准和准则表示欢迎,并在国家报告中积极分享经验;以日本为代表的海洋强

国,为保障其公海航行和海底探矿等方面的利益,不赞成推进相关进程;而大部分发展中国家强调相关工具的运用需要加强能力建设,部分国家也强调应根据国家实际情况自愿使用相关工具,以减轻履约负担。

海洋空间规划工具是为了更好地配合海洋和沿海地区综合管理工具而引入《公约》谈判的,目前已得到许多发达国家和发展中国家的认同,认为海洋空间规划有助于推广生态系统方法,并推进生物多样性主流化,希望《公约》秘书处能进一步完善相关工具及其指南,同时也希望缔约方之间加强经验交流。值得注意的是,日本和韩国政府在推广海洋空间规划的相关工作上表现出很高的积极性。

2.3 国家管辖范围以外海洋保护区及EBSAs

海洋保护区及EBSAs相关议题始终是《公约》海洋生物多样性领域的焦点(郑苗壮等, 2014)。随着谈判的进行,各方的态度和立场也逐渐发生改变,欧盟、非洲集团、美国和日本,以及中国、俄罗斯、巴西、印度等大国分别表示了不同的立场。

欧盟重视推广其在海洋保护区方面的经验和标准,以掌握更多话语权,不仅在《公约》框架下积极推进国家管辖范围以外的海洋保护区建设,还在《海洋法公约》等联合国大会框架下推动国家管辖范围以外海洋保护区的建立。考虑到海洋保护区的划定需要生物多样性方面的技术支持,欧盟又在《公约》框架下推动EBSAs的描述工作,并探讨综合管理机制。

非洲集团也积极支持海洋和沿海生物多样性保护,其立场主要是希望通过支持相关进程,从各个渠道获取援助以加强能力建设。非洲集团坚持《公约》在海洋生物多样性保护的和技术方面的重要性,同时强调在《海洋法公约》和联合国大会框架下开展国家管辖范围以外海洋保护区的建设。由于能力限制,且利益相关海域的EBSAs已列入全球EBSAs清单,非洲集团支持秘书处开展下一步的工作,对EBSAs内的人类活动类型和影响程度的信息进行整理和归类。

美国和日本的主要立场是要保障国家管辖范围以外海域的利益,最直接的表现是主张公海的航行自由,因此一度阻碍了谈判的进展。日本先是反对在国家管辖范围以外建立海洋保护区,后虽同意制定EBSAs标准,但要求删除有关国家管辖范围以

外EBSAs评估标准的内容(IISD, 2005, 2008)。主办COP10以后,日本认识到有必要采取一定的措施体现其在生物多样性保护方面的示范作用,又转而支持西南太平洋、南印度洋、热带和温带太平洋东部地区和东亚海等区域的EBSAs评估。

以俄罗斯、巴西、印度为代表的新兴国家也十分重视参与EBSAs议题讨论。俄罗斯举办了2013年的北太平洋EBSAs的区域研讨会;巴西有50多位海洋专家开展加勒比海和西南大西洋的区域EBSAs研究,同时主持区域EBSAs研讨会;印度举办东北印度洋EBSAs的区域研讨会。这些国家的立场主要体现在两方面:一方面需要减缓发达国家开发公海资源的脚步,确保自身在公海的利益;另一方面又要为日后本国的开发活动作铺垫,防止《公约》达成的决定束缚住自己的手脚。因此,在谈判中,这些国家会根据自身情况有选择地推进一些进程,同时限制另外一些进程。

3 影响及发展趋势

3.1 对全球海洋生物多样性保护的影响

《公约》生效以来,全球海洋生物多样性保护工作得到了快速发展。1994年,IUCN统计与海洋相关的保护区仅2,149个,总面积约为255万km²(Paine & Green, 1997)。2013年末,海洋保护区数量超过了1.3万个,面积1,200万km²,占全球海洋表面积的3.4%。但国家管辖范围以外得到保护的海洋面积仅占0.25%(Juffe-Bignoli et al, 2014)。海洋生物多样性仍受气候变化、栖息地破坏、无节制的开发和其他人类活动等因素威胁,预计到2020年,爱知目标11中有效保护10%的海洋生态系统的目标将难以实现,且关于可持续发展渔业的爱知目标6和关于保护珊瑚礁等脆弱生态系统的目标10,也都可能难以实现(SCBD, 2014)。鉴于此,在未来几年内,《公约》将会加大海洋生物多样性保护工作的力度,加快与《海洋法公约》等国际多边环境协议的交流与合作,推动BBNJ问题管理的制度建设进程,推广海洋和沿海地区综合管理等工具。相应地,海洋保护区尤其是国家管辖范围以外海洋保护区面积将会快速增加,气候变化和人类活动导致海洋生态环境不断恶化的趋势将得到控制和减缓,海洋生物多样性资源也将得到更好的保育。

3.2 对全球海洋生物多样性保护国际制度建设的影响

目前,联合国大会已决定在《海洋法公约》框架下就BBNJ问题拟订一份具有法律约束力的国际文书,该文书极可能对目前的国际海底区域管理制度、海洋自由航行制度、海洋遗传资源开发利用以及海洋生态环境保护制度产生巨大的影响,进而将影响全球海洋利益格局。尽管《公约》承认联合国大会及《海洋法公约》在制定国家管辖外海域的养护与管理制度方面的核心和主导地位,《公约》仅发挥技术支持作用,但《公约》取得的一系列工作成果也已经对该文书产生了影响,开展的一系列科技研究也对该文书的进展起到重要的技术支撑作用。如EBSAs对建设和管理国家管辖范围以外海洋保护区提供了重要参考;海洋空间规划和海洋环境影响评价等为减缓气候变化和人类活动对海洋生态系统的影响提供了技术支撑;《公约》下的《名古屋议定书》关于全球多边惠益分享机制的研究也将影响海洋遗传资源的获取和惠益分享(徐靖等,2016)。此外,《公约》通过的一系列指导原则和工具也将影响到《海洋法公约》等其他国际多边条约的执行进程。如《自愿性准则》可以说是首个在国际层面上对包括国家管辖范围以外海域进行环境影响评价及管理规范的机制,虽然不具有法律约束力,但也为从国家到区域和全球层面规范无序开发海洋资源的活动提供了参考。

3.3 对社会经济的影响

EBSAs划定和建立海洋保护区将对海洋国家的社会经济产生重大影响。一方面,海洋渔业、海洋交通运输、海底资源勘探和开采等活动需要避开这些敏感区域,或需要对现有装备和技术升级改造以降低对海洋生态环境的影响;另一方面,基于海洋生物多样性的海洋旅游业将会更多考虑环境承载能力,可能会使海洋旅游业的门槛提高,对其扩大发展规模有不利影响,但对环境影响较小的生态旅游等方式将因此得到快速发展。

《公约》呼吁缔约方采取可持续的渔业活动,与联合国粮农组织等机构和其他国际、区域间组织开展合作,加强对非法、过度和不报告的捕捞行为的管理,请各国淘汰对渔业和渔船的补贴,取缔各种不利于海洋生物多样性保护的措施。这虽然有利于海洋生物多样性的保护和渔业资源的可持续利

用,也有利于保护海洋相关的旅游业,但会导致渔业活动的成本上升,对渔民和相关企业造成负担。

此外,土著人民与地方社区利用传统知识对海洋和沿海生物多样性的保护和利用的经验也越来越得到认同,越来越多的地方社区开始参与到海洋和沿海地区的生态环境管理中,使区域社会经济活动的方式逐渐发生改变。

4 对策与建议

结合《公约》谈判的进展和我国现状,笔者认为,未来我国应积极参与相关谈判工作,加强相关议题的研究,建议主要从以下3方面开展工作:

(1)加强涉海研究,应对绿色壁垒。近年来,我国海洋勘探、海底采矿、海洋运输都有较快发展,“雪龙号”已成功开展数十次极地科考,“蛟龙号”也成功实现了7,000 m以下海底长时间的海底航行和调查采样;远洋渔业也发展迅速,捕捞量逐年上升。但相对于其他沿海国,我国缺乏对这些活动的环境影响进行评估和控制的技术能力。另外,与英国和欧盟其他国家以及日本等相比,我国缺乏人类活动和气候变化对海洋和沿海生物多样性影响的基础性研究工作,国内研究成果极少能够引导或影响国际海洋和沿海生物多样性评估进程,难以形成对国际多边条约谈判的技术支撑,应当加大海洋和沿海生物多样性基础研究投入,并确保研究成果能够纳入国际海洋和沿海生物多样性评估进程,进而对相关评估进程产生影响。因此,对于加强公海及国家管辖范围外海域的生物多样性保护和可持续利用问题,应当认真研究,谨慎应对,避免在国际层面对我国海洋活动造成过多影响。

(2)关注谈判进程,参与规则制定。海洋生物多样性保护和可持续利用相关议题涉及到环保、农业、海洋、外交、商务等多个部门,也涉及到《公约》和《海洋法公约》及其执行协定、《联合国气候变化框架公约》、《关于特别是作为水禽栖息地的国际重要湿地公约》、《防止倾倒废物及其他物质污染海洋的公约》及其议定书等其他国际协议,专业性强,涉及面广,需要协调各方面的利益和观点。《海洋法公约》框架下的BBNJ国际文书已经开始制定,我国应密切关注相关进程,组织包括海洋技术、海洋政策、国际法、海洋环境、海洋生物、保护区等各方面的专家,加强对海洋生物多样性谈判

热点问题的研究,参与国际相关研究和谈判工作,及时分享相关进展,以争取一定的话语权和规制权,维护我国和其他发展中国家的利益。

(3)总结履约经验,分享中国故事。近年来,我国在海洋生物多样性保护方面开展了大量工作。根据我国履行《公约》的第五次国家报告(MEP, 2014),我国已初步形成了以《中华人民共和国海洋环境保护法》为中心的海洋生物多样性保护法律法规体系,实施了海洋功能区划,全面开展了海洋空间管理;加强了海洋保护区建设,新建了多个国家级海洋自然保护区和海洋特别保护区。截至2014年底,全国共有各级、各类海洋保护区260多处,总面积10万多 km^2 ,占中国海域面积的3.3%,涵盖了海湾、河口、滨海湿地、珊瑚礁、红树林和海草床等典型海洋生态系统类型。宣传我国在海洋生物多样性方面的工作和经验,有助于我国在谈判中争取主动,掌握更多话语权。另外,我国已正式申请承办2020年《公约》第十五次缔约方大会(COP15),积极推动海洋生物多样性保护,促进爱知目标的实现,能够树立我国负责任大国的形象,有助于我国成功申办大会。

参考文献

- Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M (1997) The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Halpern BS, Walbridge S, Selkoe KA, Kappel CV, Micheli F, D'Agrosa C, Bruno JF, Casey KS, Ebert C, Fox HE, Fujita R, Heinemann D, Lenihan HS, Madin EMP, Perry MT, Selig ER, Spalding M, Steneck R, Watson R (2008) A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319, 948–952.
- International Institute for Sustainable Development (IISD) (1995) Second Meeting of the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity: 6–17 November 1995. *Earth Negotiations Bulletin*, 9(39), 1–10.
- International Institute for Sustainable Development (IISD) (2005) Summary of the Tenth Meeting of the Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice of the Convention on Biological Diversity: 7–11 February 2005. *Earth Negotiations Bulletin*, 9(306), 1–12.
- International Institute for Sustainable Development (IISD) (2008) Summary of the Ninth Conference of the Parties to The Convention on Biological Diversity: 19–30 May 2008. *Earth Negotiations Bulletin*, 9(452), 1–22.
- Juffe-Bignoli D, Burgess ND, Bingham H, Belle EMS, de Lima MG, Deguignet M, Bertzky B, Milam AN, Martinez-Lopez J, Lewis E, Eassom A, Wicander S, Geldmann J, van Soesbergen A, Arnell AP, O'Connor B, Park S, Shi YN, Danks FS, MacSharry B, Kingston N (2014) Protected Planet Report 2014. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- State Oceanic Administration, People's Republic of China (2015a) China Marine Economic Statistics Bulletin, <http://www.soa.gov.cn>. [国家海洋局 (2015a) 中国海洋经济统计公报. http://www.soa.gov.cn/zwgk/hygb/zghyjjtjgb/201603/t20160307_50247.html.]
- State Oceanic Administration, People's Republic of China (2015b) China Marine Environmental Status Bulletin, <http://www.soa.gov.cn>. [国家海洋局 (2015b) 2015年中国海洋环境状况公报. http://www.soa.gov.cn/zwgk/hygb/zghyjhjzlg/201604/t20160408_50809.html.]
- Ministry of Environmental Protection of the People's Republic of China (MEP) (2014) China's Fifth National Report on the Implementation of the Convention on Biological Diversity, pp. 64–67. China Environmental Science Press, Beijing. (in Chinese) [中华人民共和国环境保护部 (2014) 中国履行《生物多样性公约》第五次国家报告, 64–67. 中国环境科学出版社, 北京.]
- Paine J, Green MJB (1997) State of the World's Protected Areas at the End of the Twentieth Century. IUCN World Commission on Protected Areas.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD) (2010) Global Biodiversity Outlook 3. Montréal.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (SCBD) (2014) Global Biodiversity Outlook 4. Montréal.
- Xu J, Zheng MZ, Liu Y, Liu WJ, Yin SL, Li JS (2016) Establishment of a mechanism on sharing the benefits arising from the utilization of marine genetic resources in areas beyond national jurisdiction. *Biodiversity Science*, 24, 108–113. [徐靖, 郑苗壮, 刘岩, 刘文静, 银森录, 李俊生 (2016) 国家管辖范围外海域遗传资源获取和惠益分享机制构建建议. *生物多样性*, 24, 108–113.]
- Yin SL, Li JS, Wu XP, Li G, Xu J (2013) Current situation of geoengineering and its impact on biodiversity. *Biodiversity Science*, 21, 375–382. [银森录, 李俊生, 吴晓蕾, 李果, 徐靖 (2013) 地球工程开展现状及其对生物多样性的影响. *生物多样性*, 21, 375–382.]
- Zheng MZ, Liu Y, Xu J (2015) Study on the Convention on Biological Diversity and biodiversity beyond national jurisdiction issue. *Journal of Ocean University of China (Social Sciences)*, (2), 40–45. (in Chinese) [郑苗壮, 刘岩, 徐靖 (2015) 《生物多样性公约》与国家管辖范围以外海洋生物多样性问题研究. *中国海洋大学学报(社会科学版)*, (2), 40–45.]

(责任编辑: 薛达元 责任编辑: 时意专)

《生物多样性》投稿须知

《生物多样性》(*Biodiversity Science*)于1993年创刊,是中国科学院生物多样性委员会、中国植物学会、中国科学院植物研究所、动物研究所和微生物研究所共同主办的生物多样性科学领域的综合性学术刊物。2016年起变更为月刊。本刊旨在报道生物多样性科学领域的创新性研究成果,具引领和示范作用的保护实践案例或新范式,热点地区、调查空白地区或重要生物类群的生物编目,有新观点的高水平综述,以及履行相关国际公约的进展。

基本要求

1 主要栏目

综述 (1)选题有新意,具前瞻性,能引起读者广泛的兴趣,对读者具有启发和参考价值。(2)有述有评,有自己独到的观点。结合文献评述国内外学者在所阐述领域的研究进展,总结该领域存在的主要问题以及今后的发展方向。避免罗列文献、内容空泛、缺乏观点,切忌写成读书报告。(3)鼓励作者自己设计图表,以帮助读者理解所阐述内容。(4)引用原始文献,应包括近5年的国内外最新文献。

研究报告、研究简报和方法 是指生物多样性科学领域基础理论和应用基础研究方面具有创造性的、高水平的原始论文。要求有明确的科学问题、完整的研究方法和普遍的学术价值。其中研究简报可以是阶段性、局部性的创新成果,正文长度为2–3印刷页,要体现“新、短、快”的特点。

数据论文 旨在推动原始数据共享。要求数据具有一定的科学意义,数据结构完整、真实可靠,并达到一定的数据量。数据类型包括植被样方调查数据集、物种分布数据集、物种性状数据集、组学数据、DNA序列数据等。论文正文分为两部分:一是数据集元数据的描述,包括数据集概述、数据采集和处理方法、数据格式、数据凭证(如凭证标本号等)、数据集链接等信息,数据集本身仅在线发表;二是对数据集的初步分析。

生物编目 由正文和附录两部分组成。正文为生物多样性编目信息的简要分析,力求简明,一般为2,000–3,000字(2个印刷页,不要求写摘要);附录为所调查地区完整的生物名录和群落调查样方等,突出原始资料性价值,仅在网站上在线发表。生物编目理论、方法和应用研究的学术论文没有字数限制。

保护论坛 针对我国生物多样性保护与利用的政策、现状、存在问题,以及生物多样性科学相关热点问题的看法和评论。鼓励发表不同的观点、见解和方法。要求短小、精炼、观点明确。特别欢迎对本刊发表的论文展开学术争鸣。

2 排版格式

为缩短稿件处理时间,各类文章均请严格按照我刊格式及投稿须知要求撰写,格式不符合要求的论文,编辑部将退回作者修改后重新投稿。

编排顺序 按照投稿信、题目、摘要、引言(不列标题)、材料与方法、结果、讨论、致谢、参考文献、表、图、图注等顺序编排。

作者署名 网上注册的通讯作者应与文章中一致。所有署名作者应对稿件内容、署名顺序没有异议。如属于多个单位,要求单位之间无署名先后、知识产权等方面的争议。

字体、字号 文本用五号字,1.5倍行距,页边距3–5 cm,中文用宋体,英文用Times New Roman字体。

计量单位、拉丁名、序列号、公式、变量、统计量、数

字、标点等的详细要求参见网站。

3 投稿办法

稿件原则上文责自负。投稿必须清稿、定稿,需论点明确、数据可靠、文字流畅、结构严谨。无一稿两投、抄袭、剽窃等学术不端行为。投稿前应请英文水平较高的学者对英文进行把关。请登录我刊网站注册后上传稿件,并可随时上网查询稿件审理情况。

注册 (1)作者人数和顺序要与文章中一致,每位作者的信息要填写完整、准确。(2)如果已经拥有用户名和密码,不要重复注册,否则可能导致您的信息不一致,查询不便。(3)建议同时上传版权转让协议(要求每位作者签字)。如果有些作者不方便签署,可用邮件向编辑部说明同意署名。

投稿信 (1)重点说明文稿的创新性;(2)申明无一稿两投等问题;(3)建议的责任编委和审稿人(3–5人)(附单位、通讯地址、邮编、E-mail地址),但应回避本单位同事、导师等专家;也可以提出希望回避或有竞争关系的其他专家(最多3人);(4)通讯作者联系方式。

投稿文件 (1)文稿简要信息:要求为Word文件,包含文章题目、作者信息、基金项目、致谢。(2)文稿正文:要求Word文件和PDF文件中均删除作者、作者单位、联系方式、基金项目和致谢的内容,连续标注偶数行号;文件大小不超过10M。(3)附录或附图:在网上以附件的格式上传。

如果两周内没有收到编辑部回复,请咨询编辑部(010-62836137, biodiversity@ibcas.ac.cn)。

4 审稿流程

《生物多样性》稿件处理实行责任编委负责制,即受理的每篇稿件均由责任编委推荐审稿专家,并向副主编/主编提出退稿或推荐发表的建议。具体流程为:稿件→编辑部初筛(必要时请副主编初审)→责任编委初审并提交审稿专家→审稿专家审阅→责任编委二审→作者修改→责任编委复审→副主编终审(决定是否录用)。

不采用的稿件在2个月内通知作者。在没有收到编辑部的正式退稿通知之前,请不要转投其他刊物,以免造成一稿两投等不必要的麻烦。

稿件录用后1周内在线发表,并尽快安排印刷版发表。本刊的发表周期(投稿到印刷版刊出的时间)为5个月左右。

5 审稿费、版面费和稿费

稿件录用后,编辑部将收取审稿费和版面费(网上的附录资料免收)。凡是没有录用的稿件,不收取审稿费。建议通过银行汇款。开户银行:中国工商银行北京分行海淀西区支行;帐号:0200004509088100989;收款单位:中国科学院植物研究所,请注明《生物多样性》编辑部及文章稿号。汇款后请通过电子邮件通知编辑部,本部收到后即挂号寄去报销凭据。稿件一经刊登,酌付作者稿酬(包括印刷版、光盘版和网络版稿酬),赠送当期期刊2册。

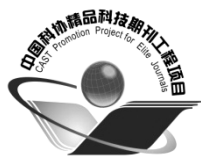
6 其他说明

以下两类稿件编辑部不再受理:

(1)简单的资源调查和区系分析;(2)单纯的以RAPD和ISSR为标记开展的种群遗传多样性分析。

7 封面

本刊封面采用彩色照片,欢迎作者在投稿时将与论文有关的、科学性和艺术性俱佳的彩色照片提供给本刊。



中国科协精品科技期刊TOP50 (2015–2017)
中国科协精品科技期刊择优支持(2008–2014)
中国科学院科学出版基金择优支持(2013–2015)
百种中国杰出学术期刊(2007–2010, 2012–2013)
中国精品科技期刊(2008–2017)
北京大学《中文核心期刊要目总览》收录期刊
中国科技核心期刊(中国科技论文统计源期刊)
RCCSE中国核心学术期刊(2013–2016年A类期刊)
中国国际影响力优秀学术期刊(2012, 2014, 2015)

《生物多样性》2014年引证指标

	数值	学科排名
核心影响因子	1.017	生物学基础学科类 1
核心总被引频次	1813	生物学基础学科类 3
核心综合评价总分	88.4	生物学基础学科类 2

根据中国科学技术信息研究所2015年版《中国科技期刊引证报告(核心版)》

生物多样性
SHENGWU DUOYANGXING
(月刊, 1993年10月创刊)
第24卷 第7期 2016年7月

BIODIVERSITY SCIENCE
(Monthly)
(Started in October, 1993)
Vol. 24 No. 7 July, 2016

编辑 《生物多样性》编辑部
(北京香山南辛村20号, 邮政编码: 100093)
电子信箱: biodiversity@ibcas.ac.cn
网址: www.biodiversity-science.net
电话: 010-62836137, 62836665

主编 马克平
主管单位 中国科学院
主办单位 中国科学院生物多样性委员会
中国植物学会
中国科学院植物研究所
中国科学院动物研究所
中国科学院微生物研究所

出版 《生物多样性》编辑部
印刷 北京科信印刷有限公司
发行 北京报刊发行局
订购 全国各地邮局
国外总发行 中国国际图书贸易总公司
(北京399信箱, 邮政编码: 100044)
广告经营许可证 京海工商广字第8010号

Edited by the Editorial Office of Biodiversity Science
(20 Nanxincun Xiangshan, Beijing 100093, China)
E-mail: biodiversity@ibcas.ac.cn
http: //www.biodiversity-science.net
Tel: 86-10-62836137, 62836665

Editor-in-Chief: Keping Ma
Responsible Institution: The Chinese Academy of Sciences
Sponsored by Biodiversity Committee of the Chinese Academy of Sciences (CAS), Botanical Society of China, Institute of Botany, Institute of Zoology and Institute of Microbiology, CAS

Published by the Editorial Office of Biodiversity Science
Printed by Beijing Kexin Printing Company
Distributed by

Domestic: Beijing Bureau for Distribution of Newspapers and Journals
Foreign: China International Book Trading Corporation
(P.O. Box 399, Beijing 100044, China)
E-mail: zw@www.cibtc.com.cn

国内外公开发行

ISSN 1005-0094

国内邮发代号: 82-858

国外发行代号: 1395 BM

国内定价: 80.00元

CN 11-3247/Q



生物多样性官网



生物多样性微信号

ISSN 1005-0094



9 771005 009169