

珠江河口不同类型湿地底栖肉足虫群落的初步研究

叶欣, 徐润林

(中山大学生命科学院, 广州 510275)

摘要:为了积累和丰富河口湿地生态学研究,进而为湿地环境的生物监测和评价提供理论依据,对采自珠江口淇澳岛3种类型湿地(狐尾藻湿地、芦苇湿地和秋茄湿地)的底泥,利用非淹没培养皿法对底栖肉足虫群落进行了分类研究,采用“3级10倍”法对肉足虫进行了定量分析,并按国家标准分析了底泥样品的理化指标;利用统计学软件分析了底栖肉足虫群落多样性指数、底栖肉足虫丰度及其与底泥理化因子间的关系。结果表明,在全部样品中,共检到4纲、6目、54属肉足虫68种;变形目、表壳目和太阳虫目种类占全部种类的绝大部分(87.4%);各种类的功能营养类别显示,淇澳岛不同类型湿地底栖肉足虫的营养类型复杂,以B-食细菌与碎屑者的比例最高(占总数量的42.62%);底栖肉足虫的丰度为 $0.92 \times 10^4 \sim 23.0 \times 10^4$ 个/g,平均丰度的最高值出现在秋茄湿地(7.1×10^4 个/g);Margalef多样性指数为0.083~0.639,平均值以狐尾藻湿地最高;各类型湿地底栖肉足虫群落平均丰度间及不同季节间底栖肉足虫群落丰度均无显著差异($P \geq 0.05$)。相关性分析表明,各湿地中底栖肉足虫丰度与底泥理化指标间均无显著相关;比较分析显示,淇澳岛湿地底栖肉足虫群落组成分布更符合Foissner的“生物地理模型(Biogeography model)”。

关键词:底栖原生动物;肉足虫;湿地类型;珠江口

中图分类号:Q142 **文献标志码:**A **文章编号:**1674-3075(2017)04-0057-08

湿地分布于陆生生态系统和水生生态系统之间,具有独特水文、土壤、植被与生物特征的生态系统,同时具备巨大的资源潜力和环境功能(Mitsch et al, 2000)。我国是世界上湿地类型多、面积大、分布广的国家之一,湿地面积居亚洲第1位、全球第4位(陆健健,1990)。河口湿地在湿地分类系统中属于滨海湿地大类,主要包括河口三角洲、河口水域、红树林和部分潮间沼泽几种类型(唐小平等,2003)。

底栖生态系统的研究通常以大型底栖动物如寡毛类、软体动物以及昆虫幼虫等为对象(Covich et al, 1999; Devine et al, 2002; 张皓等,2013; 苟妮娜等,2016; 左倬等,2016)。研究表明,底栖环境中蕴藏着十分丰富多样的原生动物种类或类群,其丰度比浮游类群的高出1个乃至几个数量级(Garstecki et al, 2000; Stoeck et al, 2003; Lei, 2005);由于提取分离技术的缺乏以及分类系统的混乱,底栖原生动物在分类学及生态学上的研究远落后于小型和大

型动物,故对底栖生境中原生动物的研究还处于探索阶段;涉及底栖原生动物的底栖微/小食物网研究也一直是底栖生态研究的难点之一。随着对底栖微型食物网结构和功能的重要性认识的不断加深,底栖原生动物已日益受到现代生态学的关注,成为各类湿地研究领域不可忽视的重要组成部分。肉足虫是原生动物中重要的组成部分,它们以伪足为其运动及摄食的细胞器,体表具有一层很薄的细胞膜,故虫体有较大的弹性,可改变虫体的外形,并做变形运动(amoeboid movement)。多数种类营单体自由生活,少数种类群体生活,淡水、海水和湿润的土壤中均有分布,极少数种类营寄生。

珠江河口位于中国广东省中南部,河口东西向跨越150 km,南北向纵深100 km,水域面积4 220 km²,大陆岸线长450 km,是中国七大江河流域河口之一(崔伟中,2004)。河口水域、光滩湿地、互花米草湿地、芦苇湿地、红树林湿地、养殖池塘及水田等类型占了珠江口湿地主要部分(马玉等,2011)。过去曾有一些有关珠江河口湿地无脊椎动物的研究和调查,但主要集中在大型底栖动物方面(董兆英,1984;沈寿彭,1985;广东省海岸带和海涂资源综合调查大队,1988)。本文选择位于珠江口的淇澳——担杆岛自然保护区内不同类型湿地为研究对象,应用定性和定量方法,初步探讨了不同湿地类型

收稿日期:2016-06-08

基金项目:国家自然科学基金(U0633002)。

作者简介:叶欣,1992年生,女,硕士研究生,研究方向为动物学。E-mail: 13544313865@qq.com

通信作者:徐润林。E-mail: xurunlin_1960@yahoo.com

底栖肉足虫群落结构特点,旨在通过积累和丰富河口湿地生态学研究,为湿地环境的生物监测和评价提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 淇澳岛概况

淇澳岛位于珠江口内西侧,属于南亚热带海洋性气候,常年平均气温 22.4℃,最低气温出现在1月,月平均温度为 15.3℃,历年极端最低气温 2.5℃,大于 10℃ 的年积温 8 043.3℃;年均日照时数 1 907.4 h,年均降水量 1 964.4 mm。潮汐属不规则的半日潮,平均高潮位 0.17 m,平均低潮位 -0.14 m。淇澳岛夏季以东南风为主,冬季以东北风为主。年均海水盐度 18.2,土壤属于滨海盐渍草甸沼泽土,其表土(0~13 cm)盐度为 20.82(麦荣基,1988)。

淇澳岛红树林自然保护区(隶属于“珠海淇澳——担杆岛省级自然保护区”)位于淇澳岛西北部(113°36'40"~113°39'15"E, 22°23'40"~22°27'38"N),保护区总面积 5 104 hm²,红树林面积 700 hm²,呈半月形展示。保护区拥有维管植物 695 种;红树植物中有真红树植物 15 种、半红树植物 9 种;保护区内有底栖动物 103 种、鱼类 90 种和陆生脊椎野生动物 156 种(国家重点保护野生动物 15 种)。作为中国候鸟迁徙路径之一,秋冬季栖息在该保护区的鸟类有 90 多种(雷振胜等,2008)。

1.2 样点设置

本研究在淇澳岛红树林自然保护区内设定 3 个采样点,其生境类型分别是狐尾藻湿地(MR)、芦苇湿地(PA)和秋茄湿地(KC)。狐尾藻湿地和芦苇湿地均为池塘,由于其中的狐尾藻或芦苇在植物群落占绝对优势,故以此植物名代表湿地类型;秋茄湿地处于潮间带,受潮汐影响,呈间歇性被水淹。

1.3 样品处理

本研究中样品的采集自 2010 年 1 月开始,采样频率为每 2 个月 1 次,至 2011 年 11 月止,共持续采样 2 年,先后采集样品 12 批次。基于研究涉及的

3 种湿地面积均为尺度较小,且同一湿地内部的生境差异不大,故采样时,使用柱状采泥器在各湿地的多个采样点等量采集水体底部 0~5 cm 的底泥并充分混合;从混合后的底泥中取 2 份平行样品(每份重量不少于 1.0 kg),置于无菌塑料袋中,当天带回实验室。2 份底泥样品中的 1 份用于底泥理化指标的分析,另 1 份转入纸袋中,自然风干后用于原生动物的分析。

1.4 底泥理化指标分析

底泥理化指标分析包括 pH、有机质(SOM)、全氮(TN)、全磷(TP)、速效磷(AP)及底泥粒径大小等指标。分析方法分别参照国家有关标准(中国环境保护部,2008)。

1.5 肉足虫分析方法

1.5.1 定性分析 采用“非淹没培养皿法”(Non-flooded petri dish method)对底泥样品进行培养(Foissner, 1992),吸取培养液在显微镜下进行活体观察。每份样品设置 3 个平行培养。种类按照有关文献(沈韞芬, 1999; Lee et al, 2000)的描述鉴定。各种类所属功能营养类群的划分参照 Pratt & Cairns (1985)和沈韞芬等(1990)的方法进行。

1.5.2 定量分析 取已风干好的样品,采用“3 级 10 倍”法(Darbyshire et al, 1974; Ekelund et al, 1994)对各泥底样品进行肉足虫定量分析,每份样品设置 3 个平行培养。根据预实验,本研究采用 10³、10⁴ 和 10⁵ 三级稀释倍数。

1.6 数据处理

本研究对底泥理化因子间及底栖肉足虫丰度与底泥理化因子间的关系进行了统计学分析;其中,底栖肉足虫群落多样性指数选择了 Margalef 多样性指数,计算方法参照许木启等(2000)。数据处理利用 SPASS 19.0 和 Microsoft Excel 2000 等软件进行。

2 结果

2.1 各类型湿地底泥的理化指标

3 种类型湿地底泥的基本理化指标平均值及变化范围见表 1。

表 1 淇澳岛不同类型湿地泥底的基本理化特征

Tab.1 Physicochemical characteristics of the sediments from different wetland types on Qi'ao Island

湿地类型	土壤类型	pH	有机质(SOM)/ g · kg ⁻¹	全氮(TN)/ g · kg ⁻¹	全磷(TP)/ g · kg ⁻¹	速效磷(AP)/ g · kg ⁻¹
狐尾藻(MR)	轻粘土	7.17(6.23~7.87)	28.50(21.88~40.38)	1.28(1.16~1.51)	0.10(0.03~0.18)	3.82(2.05~5.16)
芦苇(PA)	轻粘土	7.51(6.25~7.97)	20.24(16.36~30.78)	1.24(0.13~3.71)	0.17(0.14~0.21)	3.04(1.77~6.50)
秋茄(KC)	中粘土	4.60(3.60~5.79)	77.30(37.80~104.73)	2.61(1.50~3.31)	0.21(0.15~0.26)	6.16(3.14~7.48)

相关性分析显示,pH与其它各理化因子均呈显著负相关($P < 0.05$);SOM与TN、TP和AP均呈显著正相关($P < 0.05$),相关度 $TN > AP > TP$;TN也与TP、AP呈显著正相关($P < 0.05$)。底泥中TP浓度与水体中TP浓度有一定程度正相关($P = 0.05, R =$

0.425);但底泥TN与水体TN、底泥AP与水体DP的相关性不显著($P > 0.05$)。

2.2 不同类型湿地底栖肉足虫群落的种类组成

在全部样品中,共检出4纲、6目、54属的肉足虫68种(表2)。

表2 淇澳岛不同类型湿地中的底栖肉足虫

Tab.2 Species list of benthic sarcodina observed in all wetland habitats on Qi'ao Island

种 类	营养功 能类群	湿地类型		
		MR	PA	KC
星状棘变形虫 <i>Acanthamoeba astronyxis</i>	B	+		+
短刺刺胞虫 <i>Acanthocystis brevicirrhis</i>	N			+
放射太阳虫 <i>Actinophrys sol</i>	N,A	+		
轴丝光球虫 <i>Actinosphaerium eichhorni</i>	N,A	+		
弯凸表壳虫 <i>Arcella gibbosa mitriformis</i>	B,A	++	+	
半圆表壳虫 <i>A. hemisphaerica</i>	B,A	+		+
大口表壳虫 <i>A. megastoma</i>	B,A		+	+
普通表壳虫 <i>A. vulgaris</i>	A,B	+		+
星盘虫(未定种) <i>Astrodisculus</i> sp.	A,B		+	
神使卡变虫 <i>Cashia angelica</i>		+		
近蛞蝓卡变虫 <i>C. limacoides</i>	B	+++	++	+++
<i>Clydonella vivax</i>				+
杂葫芦虫 <i>Cucurbitella mespiliformis</i>			+	
表壳圆壳虫 <i>Cyclopyxis arcelloides</i>	A	+		
坛状曲颈虫 <i>Cyphoderia ampulla</i>	B	+		+
褐砂壳虫 <i>Diffflugia avellana</i>	A	+		
球形砂壳虫 <i>D. globulosa</i>	A	+	+	+
弓双孔虫 <i>Diplophrys archeri</i>	B,A			+
点滴盘变形虫 <i>Discamoeba guttula</i>	B,A	+		
带囊花虫 <i>Elaeorhansis cincta</i>	A,B		+	
诺氏丝变形虫 <i>Filamoeba nolandi</i>	A,B	+	+	
速焰变虫 <i>Flamella citrensis</i>	B			+
剑桥哈氏虫 <i>Hartmannella cantabrigiensis</i>	B			+
福氏异胞虫 <i>Heterophrys fockei</i>	B	+	+	+
多足异胞虫 <i>H. myriopoda</i>	B			+
太阳晶盘虫 <i>Hyalodiscus actinophorus</i>	B	+	+	+
球形囊石虫 <i>Lithocola globosa</i>		+		
双角马氏虫 <i>Mayorella bicornifrons</i>	A	++	+	+
马氏虫 <i>M. bigemma</i>	R			+
柏马氏虫 <i>M. cypressa</i>	B		+	
后湖马氏虫 <i>M. hohuensis</i>	B	+		
蛞蝓马氏虫 <i>M. limacis</i>	S,B	+	+	+++
扇形马氏虫 <i>M. penardi</i>	N			+
活跃马氏虫 <i>M. viridis</i>	A	+	+	+
<i>Messemvriella filosa</i>			+	
盘状后巨变虫 <i>Metachaos discoides</i>	B			+
颈梨壳虫 <i>Nebela collaris</i>	A			+
太阳虫 <i>Oxnerella maritima</i>	B			+
拟变形虫 <i>Paramoeba eilhardi</i>			+	
池沼多核变形虫 <i>Pelomyxa palustris</i>	B	+		+
平变形虫 <i>Platyamoeba calycinucleolus</i>				+
柔平变形虫 <i>P. placida</i>	B	+		+
平变形虫(未定种) <i>Platyamoeba</i> sp.		+		
无恒多卓变虫 <i>Polychaos dubium</i>	A			+
光无恒多卓变虫 <i>P. nitidubium</i>	A	+		
怯多卓变虫 <i>P. timidum</i>	A	+	+	

续表2 To be continued

种 类	营养功能类群	湿地类型		
		MR	PA	KC
微红泡套虫 <i>Pompholyxophrys punicea</i>	B			+
美拟砂壳虫 <i>Pseudodifflugia gracilis</i>	B, A			+
拟甲变形虫 <i>Pseudothecamoeba proteoides</i>		+		
绿刺日虫 <i>Raphidiophrys viridis</i>	N, A	+++	++	+
直罗氏虫 <i>Rosculus ithacus</i>	B	+	+	+
珊瑚囊变形虫 <i>Saccamoeba gorgonia</i>	B	+		
蛞蝓囊变形虫 <i>S. limax</i>	B	+		+
明亮囊变形虫 <i>S. lucens</i>	B	+		+
双核匀变虫 <i>Sappinia diploidea</i>				+
条纹条变形虫 <i>Striamoeba striata</i>	B		+	+
剑钻变形虫 <i>Subulamoeba saphirina</i>	A, B	+		
钻变形虫(未定种) <i>Subulamoeba sp.</i>			+	
泥生甲变形虫 <i>Thecamoeba terricola</i>	A, B			+
沟毛变形虫 <i>Trichamoeba cloaca</i>	A			+
囊毛变形虫 <i>T. osseosaccus</i>	A	+	+	
毛变形虫 <i>T. sinuosa</i>	A			+
线条三足虫 <i>Trinema lineare</i>	A	++	+	+
贪婪筒变虫 <i>Vahlkampfia avara</i>				
内饰筒变虫 <i>V. inornata</i>	B	+	+	
简氏筒变虫 <i>V. vahlkampfia</i>	B			+
蒲变虫 <i>Vannella devonica</i>	B			+
平足蒲变虫 <i>V. platypodia</i>	B	++	+	++++
总种数		39	27	44

注:MR为狐尾藻湿地,PA为芦苇湿地,KC为秋茄湿地;+表示在该湿地样品中出现过1~3次;++表示出现过4~5次;+++表示出现过6~7次;++++表示出现过7次以上;"营养功能类群"栏中,P为自养者,B为食菌-碎屑者,A为食藻者,R为捕食者,S为腐食者,N为无选择的杂食者。

Note: MR: *Myriophyllum* wetland; PA: *Phragmites* wetland; KC: *Kandelia* wetland; +: means the species was observed 1-3 times in the sediment samples; ++: 4-5 times observed in the sediment samples; +++: 6-7 times observed in the sediment samples; ++++: observed more than 7 times; P: photosynthetic autotrophs; B: bacterivores-detritivores; A: algivores; R: predator; S: saprotrophs, N: omnivores

在全部种类中,来自于变形目(Amoebina)、表壳目(Arcellinida)和太阳虫目(Heliozoidea)的种类占全部种类的87.4%。在属阶元水平上,马氏虫属(*Mayorella*)出现的种类最多(7种),但大多数属(38属)仅出现了1种。

2.3 底栖肉足虫群落丰度和多样性指数

淇澳岛不同类型湿地底栖肉足虫群落丰度在不同季节均有一定的变化,变幅为 $0.92 \times 10^4 \sim 23.0 \times 10^4$ 个/g(图1)。各类型湿地底栖肉足虫群落的平均丰度以秋茄湿地最高(7.1×10^4 个/g),狐尾藻湿地与芦苇湿地的平均丰度接近(分别为 5.9×10^4 个/g和 5.6×10^4 个/g),但统计学上各类型湿地的底栖肉足虫群落平均丰度间并未到达显著差异($P \geq 0.05$);此外,各类型湿地内不同季节间的底栖肉足虫群落丰度也未表现出明显差异($P \geq 0.05$)。

淇澳岛不同类型湿地底栖肉足虫群落 Margalef 多样性指数的变化同样比较明显,变幅在0.083~0.639(图2)。虽然底栖肉足虫群落 Margalef 多样

性指数的平均值呈现出狐尾藻湿地>秋茄湿地>芦苇湿地的趋势,但彼此间并无统计学上的差异($P \geq 0.05$)。在不同季节间,最大的底栖肉足虫群落多样性指数出现在夏秋季(平均为0.29),春季则最低(平均为0.19)。

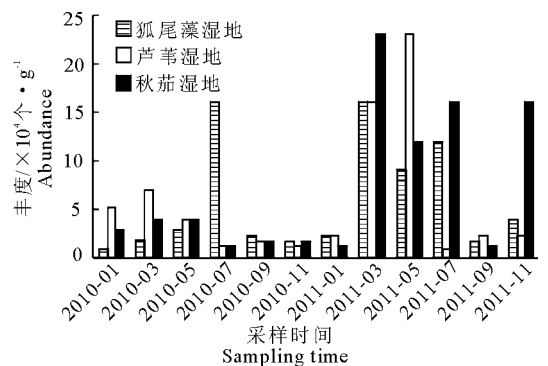


图1 不同类型湿地底栖肉足虫群落的丰度变化
Fig. 1 Abundances of benthic sarcodina in the different wetland types on Qi'ao Island

2.4 肉足虫的功能营养类群特点

根据文献报道划分的各肉足虫种所属功能营养类群列于表 2。可见淇澳岛不同类型湿地底栖肉足虫的营养类型构成复杂,7 大功能类群的种类均有发现,其中以 B-食细菌与碎屑者的比例最高,占总数量的 42.62%;A-食藻者排第 2 位(27.87%)。

2.5 肉足虫群落与底泥理化指标的关系

为检验不同类型湿地底栖肉足虫分布与环境因子的关系,对各湿地底泥理化因子与肉足虫群落丰度间进行了相关性分析。结果显示,在各湿地中底栖肉足虫丰度与对应的已测底泥理化指标间并无显著相关性(表 3)。

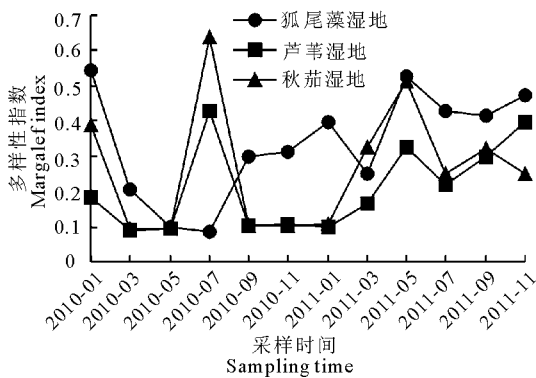


图 2 不同类型湿地底栖肉足虫群落 Margalef 多样性指数变化

Fig. 2 Margalef index of the benthic sarcodina communities in different wetland types on Qi'ao Island

表 3 淇澳岛不同类型湿地底栖肉足虫丰度与底泥理化指标的相关性分析

Tab. 3 Correlation of benthic sarcodina abundance and physicochemical factors in sediments from different wetland types in Qi'ao Island

底泥理化指标	相关系数(R)	湿地类型		
		狐尾藻(MR)	芦苇(PA)	秋茄(KC)
pH	R	-0.200	-0.555	0.051
	P	0.607	0.120	0.904
SOM	R	0.593	-0.499	-0.527
	P	0.093	0.172	0.179
TN	R	-0.090	-0.348	-0.599
	P	0.818	0.359	0.117
TP	R	0.356	-0.451	0.534
	P	0.348	0.223	0.172
AP	R	0.551	0.476	0.029
	P	0.124	0.195	0.946

3 讨论

3.1 不同类型湿地底栖肉足虫丰度的研究现状

对于湿地底栖动物生态学的研究,绝大多数报道均以大型动物为主要研究对象(袁兴中等,2002;

刘操等,2007;陈凯等,2011;王宏鹏等,2011;刘金亮等,2014;李爱等,2014)。长期以来,由于自由生活原生动物的生物地理分布格局,国际上存在着 2 种截然不同的观点。以 Finlay (2002) 为代表的观点认为,人们已基本了解了大多数自由生活的原生动物种类,在多数情况下,自由生活原生动物是以包裹形式存在的,由于包裹扩散非常容易,因此其分布为是全球性;自由生活原生动物的区域物种多样性与全球物种多样性呈很高的比值,故其在各地的分布并没有明显地差异;这一观点被称为自由生活原生动物的“普遍分布模型”(Ubiquity model)理论。以 Foissner (2006) 为代表的“生物地理模型”(Biogeography model)理论则认为,大多数自由生活原生动物的分布受区系地理限制,由于技术手段上的局限性,原生动物的鉴定存在很多困难,鉴定时很多少见

刘操等,2007;陈凯等,2011;王宏鹏等,2011;刘金亮等,2014;李爱等,2014)。长期以来,由于自由生活原生动物的生物地理分布格局,国际上存在着 2 种截然不同的观点。以 Finlay (2002) 为代表的观点认为,人们已基本了解了大多数自由生活的原生动物种类,在多数情况下,自由生活原生动物是以包裹形式存在的,由于包裹扩散非常容易,因此其分布为是全球性;自由生活原生动物的区域物种多样性与全球物种多样性呈很高的比值,故其在各地的分布并没有明显地差异;这一观点被称为自由生活原生动物的“普遍分布模型”(Ubiquity model)理论。以 Foissner (2006) 为代表的“生物地理模型”(Biogeography model)理论则认为,大多数自由生活原生动物的分布受区系地理限制,由于技术手段上的局限性,原生动物的鉴定存在很多困难,鉴定时很多少见

3.2 从底栖肉足虫丰度看原生动物分布模式

生物群落结构的差异实际上反映了生物本身在受到各种环境因子综合作用时的一种分布模式。有关原生动物的生物地理分布格局,国际上存在着 2 种截然不同的观点。以 Finlay (2002) 为代表的观点认为,人们已基本了解了大多数自由生活的原生动物种类,在多数情况下,自由生活原生动物是以包裹形式存在的,由于包裹扩散非常容易,因此其分布为是全球性;自由生活原生动物的区域物种多样性与全球物种多样性呈很高的比值,故其在各地的分布并没有明显地差异;这一观点被称为自由生活原生动物的“普遍分布模型”(Ubiquity model)理论。以 Foissner (2006) 为代表的“生物地理模型”(Biogeography model)理论则认为,大多数自由生活原生动物的分布受区系地理限制,由于技术手段上的局限性,原生动物的鉴定存在很多困难,鉴定时很多少见

种被数量较大的常见种所掩盖,因而人们得到的结果被严重误导。本研究结果明显与“普遍分布模型”不符,而更符合于“生物地理模型”理论。

从功能营养类群角度讲,不同类型湿地肉足虫群落中,B-食细菌与碎屑者均为主要成员,同时A-食藻者也占相当大的比例(表2)。此结果一方面反映了湿地底栖生境是以碎屑食物链为主;另一方面也与底栖微藻是该系统中主要的初级生产者相吻合。有研究表明,在近海生态系统中,底栖微藻具有十分重要的作用,其生物量甚至超过上层水中浮游植物的生物量(MacIntyre & Cullen, 1996);每年全球近海(<200 m)底栖藻类有机碳的产量约为0.5 Gt(Cahoon & Nearhoof, 1999);而底栖藻类是许多底栖小/微型动物重要的食物来源。本研究显示,肉足虫是底栖藻类主要的消费者,其在将初级生产转入底栖小/微食物网的过程中具有非常关键的作用。

参考文献

陈红,施心路,谭晓丽,等,2007. 杭州沼泽性水域原生动物群落变化规律[J]. 生态学杂志, 26(10): 1549 - 1554.

陈凯,张宗祥,刘朔孺,等,2011. 溱湖国家湿地公园水环境特征及底栖动物群落结构研究[J]. 湿地科学, 9(1): 26 - 32.

陈廷,黄建荣,陈晟平,等,2004. 广州市人工湖泊PFU原生动物群落群集过程及其对水质差异的指示作用[J]. 应用与环境生物学报, 10(3): 310 - 314.

崔伟中,2004. 珠江河口滩涂湿地的问题及其保护研究[J]. 湿地科学, 2(10): 26 - 30.

董兆英,1984. 珠江口海涂资源及其开发利用方向[A]. 广东省海岸带和滩涂资源综合调查领导小组办公室. 珠江口海岸带和滩涂资源综合调查研究报告文集(一)[C]. 广州: 广东科技出版社:75 - 84.

苟妮娜,边坤,靳铁治,等,2016. 秦岭水域底栖动物初步调查与分析[J]. 西北农业学报, 25(2): 188 - 194.

关萍,翟强,张群,等,2013. 辽河保护区原生动物多样性分析及在水质评价中的作用[J]. 水生生态学杂志, 34(1): 18 - 24.

广东省海岸带和海涂资源综合调查大队,1988. 广东省海岸带和海涂资源综合调查报告[C]. 北京: 海洋出版社.

雷振胜,李玫,廖宝文,2008. 珠海淇澳红树林湿地生物多样性现状及保护[J]. 广东林业科技, 24(5): 56 - 60.

李爱,宋伦,贾娜,等,2014. 鸭绿江口湿地关键生物组分调查及其生态关联分析[J]. 湿地科学, 12(3): 374 - 379.

李凤超,沈韞芬,刘存歧,2005. 应用原生动物群落评价枯水期白洋淀的水质现状[J]. 生态学杂志, 24(7): 785

- 789.

刘操,杜桂森,黄炳彬,等,2007. 永定河水系人工湿地系统中的生物多样性与水质变化[J]. 生态学报, 27(9): 3671 - 3677.

刘金亮,赵洪,方平福,等,2014. 漩门湾国家湿地公园植物群落物种多样性[J]. 湿地科学, 12(2): 204 - 213.

陆健健,1990. 中国湿地[M]. 上海: 华东师范大学出版社.

马玉,蔡钰灿,李团结,等,2011. 珠江口滨海湿地生态环境退化分析[J]. 热带地理, 31(5): 451 - 455.

麦荣基,1988. 珠海土壤[M]. 海口: 海南人民出版社.

沈寿彭,1985. 珠江口底栖生物量和栖息密度的初步分析[A]. 广东省海岸带和滩涂资源综合调查领导小组办公室. 珠江口海岸带和滩涂资源综合调查研究报告文集(三)[C]. 广州: 广东科技出版社:30 - 37.

沈韞芬,章宗涉,龚循矩,等,1990. 微型生物监测新技术[M]. 北京: 中国建筑工业出版社.

沈韞芬,1999. 原生动物学[M]. 北京: 科学出版社.

孙志强,施心路,徐琳琳,等,2013. 景观湿地夏季原生动物群落结构与水质关系[J]. 水生生物学报, 37(2): 290 - 298.

谭晓丽,施心路,刘桂杰,等,2005. 哈尔滨人工湖泊中原生动物群落变化规律[J]. 生态学报, 25(10): 2650 - 2657.

唐小平,黄桂林,2003. 中国湿地分类系统的研究[J]. 林业科学研究, 16(5): 531 - 539.

王宏鹏,王新华,纪炳纯等,2011. 大黄堡湿地自然保护区底栖动物研究与水环境评价[J]. 南开大学学报(自然科学版), 44(2): 49 - 56.

许木启,曹宏,王玉龙,2000. 原生动物群落多样性变化与汉沽稳定塘水质净化效能相互关系的研究[J]. 生态学报, 20(2): 283 - 287.

杨军,2006. 中国淡水有壳肉足虫分类与生态学研究[D]. 武汉: 中国科学院水生生物研究所.

袁兴中,陆健健,刘红,2002. 长江口新生沙洲底栖动物群落组成及多样性特征[J]. 海洋学报, 24(2): 133 - 139.

张皓,沈丽娟,张红高,等,2013. 不同类型城市人工湿地底栖动物多样性的比较研究[J]. 环境科学与管理, 38(10): 180 - 184.

中国环境保护部,2008. 土壤环境质量标准(GB 15618 - 2008)[S].

左倬,陈煜权,成必新,等,2016. 不同植物配置下人工湿地大型底栖动物群落特征及其与环境因子的关系[J]. 生态学报, 36(4): 953 - 960.

Bobrov A, Mazei Y, Chernyshov V, et al, 2012. Testate amoebae communities from some freshwater and soil habitats in China (Hubei and Shandong Provinces) [J]. Front Earth Sci, 6(1): 1 - 9.

- Cahoon L B, Nearhoof J E, 1999. Sediment grain size effect on benthic microalgal biomass in shallow aquatic ecosystems [J]. *Estuaries*, 22(3B): 735 – 741.
- Covich A P, Palmer M A, Crowl T A, 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems: Zoo-benthic species influence energy flows and nutrient cycling [J]. *BioScience*, 49(2): 119 – 127.
- Darbyshire J F, Wheatley R E, Greaves M P, 1974. A rapid micromethod for estimating bacterial and protozoan populations in soil[J]. *Review Ecology and Biology of Soil*, 11: 465 – 475.
- Devine J A, Vanni M J, 2002. Spatial and seasonal variation in nutrient excretion by benthic invertebrates in a eutrophic reservoir[J]. *Freshwater Biology*, 47(6): 1107 – 1121.
- Ekelund F, Rønne R, 1994. Notes on protozoa in agricultural soil with emphasis on heterotrophic flagellates and naked amoebae and their ecology[J]. *FEMS Microbiological Review*, 15: 321 – 353.
- Escobar J, Brenner M, Whitmore T J, et al, 2008. Ecology of testate amoebae (thecamoebians) in subtropical Florida lakes[J]. *J Paleolimnol*, 40:715 – 731.
- Finlay B J, 2002. Global dispersal of free-living microbial eukaryote species[J]. *Science*, 296: 1061 – 1063.
- Foissner W, 1992. Estimating the species richness of soil protozoa using the “flooded petridish method” [A]. in: Lee J J, Soldo A T (eds.) *Protocols in Protozoology*[M]. Lawrence: Allen Press.
- Foissner W, 2006. Biogeography and dispersal of micro-organisms; a review emphasizing protists [J]. *Acta Protozool*, 45: 111 – 136.
- Garstecki T, Verhoeven R, Wickham S A, 2000. Benthic-pelagic coupling: a comparison of the community structure of benthic and planktonic heterotrophic protists in shallow inlets of the southern Baltic [J]. *Freshwater Biology*, 45: 147 – 167.
- Gu M R, Feng W S, Shen Y F, 1988. Ecological study on protozoa in the sediment of the three-gorges area of the Changjiang River [J]. *Chin J Oceanol Limnol*, 6(3): 272 – 280.
- Henebry M S, Cairns J Jr, 1984. Protozoan colonization rates and trophic status of some freshwater wetland lakes [J]. *Journal of Protozoology*, 31(3): 456 – 467.
- Henebry M S, Cairns J Jr, Schwintzer C R, et al, 1981. A comparison of vascular vegetation and protozoan communities in some freshwater wetlands of Northern Lower Michigan [J]. *Hydrobiologia*, 83: 353 – 375.
- Lee J J, Leedale G F, Bradbury P, 2000. *An Illustrated Guide to the Protozoa, Vol. II* [M], Society of Protozoologists, Lawrence, Kansas.
- Lei Y, 2005. Taxonomic investigations of soil ciliates and ecological investigations of ciliates from marine waters, sediments and salt ponds [D]. Salzburg University, Austria; Ph D Thesis.
- MacIntyre H L, Cullen J J, 1996. Primary production by suspended and benthic microalgae in a turbid estuary: Timescales of variability in San Antonio Bay, Texas [J]. *Marine Ecology Progress Series*, 145: 245 – 268.
- Mitsch W J, Gosselink J G, 2000. *Wetlands* [M]. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Payne R J, Ryan P A, Nishri A, et al, 2010. Testate amoeba communities of the drained Hula wetland (Israel): implications for ecosystem development and conservation management [J]. *Wetlands Ecol Manage*, 18: 177 – 189.
- Pratt J R, Cairns J Jr, 1985. Functional groups in the Protozoa: roles in differing ecosystems [J]. *Journal of Protozoology*, 22: 112 – 114.
- Stoeck T, Epstein S, 2003. Novel eukaryotic lineages inferred from small-subunit rRNA analyses of oxygen-depleted marine environments [J]. *Appl Environ Microbiol*, 69: 2657 – 2663.

(责任编辑 万月华)

Characterization of Benthic Sarcodina Communities in the Wetlands of Pearl River Estuary

YE Xin, XU Run-lin

(School of Life Sciences, Sun Yat-Sen University, Guangzhou 510275, P. R. China)

Abstract: Estuary wetlands are an important habitat type at the sea-land interface. Traditionally, macroinvertebrates have been the focus for research on benthic ecosystems. While there is less research on micro eukaryotes in China, research has shown that protozoans are plentiful and their biomass in benthic habitats is higher than the biomass of zooplankton. In this investigation, sediment samples from three types of wetland (*Myriophyllum* wetland, *Phragmite* wetland and *Kandelia* wetland) on Qi'ao Island in the Pearl River estuary were collected to explore the sarcodina community structure in the different wetland types, aiming to promote research on estuary wetland ecology and provide a theoretical foundation for biological monitoring and evaluation of wetland environments. From January 2010 to November 2011, sediments (0–5 cm) were collected every two months from sampling sites in each wetland. Samples were thoroughly mixed and divided, one portion for protozoa analysis and the other for analysis of physicochemical parameters: pH, soil organic matter (SOM), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), available phosphorus (AP) and sediment particle size. The non-flooded petri dish method and the most probable number (MPN) method were adopted for identification and quantitative analysis of benthic sarcodina. In all samples, a total of 68 sarcodina species belonging to 4 classes, 6 orders and 54 genera were observed, with absolute dominance by Amoebina, Arcellinida and Heliozoa species (87.4% of the total species). The trophic types of benthic sarcodina in the wetlands were complex in terms of functionality, with the highest proportion (42.62% of the total species) belonging to the bacterivores-detritivores group (Group B). The abundance of the benthic sarcodina communities ranged from 0.92×10^4 ind/g to 23.0×10^4 ind/g and the highest average abundance occurred in the *Kandelia* wetland (7.1×10^4 ind/g). The Margalef index of the benthic sarcodina communities ranged from 0.083 to 0.639, with the highest average value observed in the *Myriophyllum* wetland. No significant difference ($P \geq 0.05$) in average abundance was observed among the three types of wetlands, or among the four seasons ($P \geq 0.05$). No significant correlations were found between benthic sarcodina abundance and physicochemical factors of the sediment. In short, the structure and distribution of benthic sarcodina community in the Qi'ao Island wetlands is consistent with the biogeography distribution model' posed by Foissner.

Key words: benthic protozoa; sarcodina; wetland type; Pearl River estuary