

深圳福田红树林底栖纤毛虫的群落生态学*

甘慧媚¹ 李靖¹ 谭凤仪² 徐润林^{1**}

(¹中山大学生命科学学院 广州 510275)

(²香港城市大学生化系 香港 999077)

摘要 利用活体观察和蛋白银染色方法,对深圳福田红树林鸟类自然保护区内底栖纤毛虫的群落结构进行了研究,包括底栖纤毛虫的种类组成、丰度、优势类群及物种的多样性分析。共观察到隶属于3纲11目24属的土壤纤毛虫44种。统计结果表明,主要优势类群为肾形目(Colpodida)和下毛目(Hypotrichida)的种类,分别占纤毛虫总种类数的45.45%和18.18%。丰度的最高值出现于6月的高潮带,每克风干土壤中的个体数达到60 534个;最低值出现于12月的低潮带,每克风干土壤中的个体数为7 795个。各个潮间带的Margalef多样性指数介于0.73~2.19之间。丰度与土壤理化因子的相关性分析表明,各理化因子对底栖纤毛虫数量的影响不具显著性。此外,原生动物群落的各结构功能参数反映了其栖息地的环境状况。图5 表2 参28

关键词 红树林; 潮间带; 底栖纤毛虫; 群落结构; 多样性

CLC Q178.531 : Q959.116.08

Community Ecology of Benthic Ciliates in Futian Mangroves, Shenzhen, China*

GAN Huimei¹, LI Jing¹, TAM NORA Fengyi² & XU Runlin^{1**}

(¹School of Life Sciences, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China)

(²Department of Biology and Chemistry, City University of Hong Kong, Hong Kong 999077, China)

Abstract To investigate the ecological characteristics of benthic ciliates and enrich information on the benthic biota of the Futian Mangroves Birds National Nature Reserve, Shenzhen, China, the community structure of ciliates was investigated with qualitative and quantitative analyses. The species composition, abundance, dominance and species diversity were comparatively analyzed. Totally, 44 species of benthic ciliates, belonging to 24 genera of 11 orders in 3 classes, were identified in all air-dried soil samples. The first dominant group was Colpodida, followed by Hypotrichida, with dominance of 45.45% and 18.18%, respectively. The highest abundance of benthic ciliates appeared at the high tideland in June, reaching 60 534 ind g⁻¹; the lowest at the low tideland in December, with 7 795 ind g⁻¹. Margalef's biodiversity index ranged from 0.73 to 2.19. Statistical analyses showed that physicochemical factor had no significant effect on benthic ciliate abundance in the present study. The structural and functional parameters of the benthic ciliate communities in this wetland implied the environmental status. Fig 5, Tab 2, Ref 28

Keywords mangrove; tideland; benthic ciliate; community structure; biodiversity

CLC Q178.531 : Q959.116.08

红树林生态系统是由陆地向海洋过渡的一种特殊潮间带生态系统,主要分布于热带。红树林群落和栖息的鸟类、水生浮游动物、底栖动物等构成一个相对稳定的生物群落,这个生物群落与环境条件共同构成一个相互依存、相互制约的独特的海岸沼泽生态系统。底栖原生动物在红树林底栖生态系统的物质循环和能量流动中起着重要作用,扮演着承上启下的重要角色。这种作用基于其在食物网中的衔接作用而体现。一方面,底栖原生动物可以捕食土壤细菌等;另一方面,其本身又可以被其他原生动物和大型动物所捕食,大型动物以粪便和尸体的形式将物质和能量存留于土壤,最后物质和能量通过土壤微生物其中主要是土壤细菌和土壤生态系统的物质循环和能量流动网相互联系^[1]。

小型底栖动物作为环境改变的指示生物,已引起了国际上广泛的兴趣^[2-4]。就反应速度而言,作为单细胞的原生动物

的敏感性比其他微型生物更快。外界环境的变化会导致原生动物群落组成和结构迅速变化,因此土壤原生动物群落结构、丰度及多样性的动态变化,可为自然的或受人类干扰导致的环境变化提供相应的指示^[5]。

深圳福田红树林鸟类自然保护区是全国唯一位于市区边缘、面积最小的国家级保护区。它在全球生态系统中占有极其重要的地位,是东半球100多种候鸟从西伯利亚至澳大利亚南迁北徙的“歇脚地”和“加油站”。但由于城市发展用地的蚕食,红树林不断受到破坏,鸟类生态也因此受到影响。这已引起国内外生态经济、城规设计等方面专家的极大关注,并为此开展了大量研究工作。关于我国海岸红树林的研究已有较为全面而深入的报道,但都偏重于红树林植物生态系统^[6-10],对红树林中底栖动物的研究主要集中在生物资源调查和种群分布方面,而对微型底栖动物群落特别是原生动物方面的研究极少报道。基于此,本研究探讨了深圳福田红树林鸟类自然保护区内的底栖纤毛虫群落生态学特征,以丰富该保护区底栖生物区系的研究资料。

收稿日期: 2009-05-15 接受日期: 2009-09-30

*国家自然科学基金项目(No. U0633002)资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China(No. U0633002)

**通讯作者 Corresponding author (E-mail: xurunlin_1960@yahoo.com)

1 材料与方法

1.1 采样点及样地概况

深圳福田红树林鸟类保护区位于深圳市区内,地处深圳湾东北部,与香港米埔保护区隔河相望,总面积304 hm²,是我国最重要的湿地之一。本区属亚热带季风气候,年平均气温22.55℃,全年日照时数2 208.6 h,年平均降水量1 794.14 mm,全年平均相对湿度79%。潮汐为不规则半日潮,最大潮差2.8 m。区内海岸曲折,滩涂面积开阔;淤泥平均深度3 m,最深不超过6 m^[11-12]。所有样品取自深圳福田红树林保护区沙嘴村段两块发育类似的红树林断面A(对照组)和B(实验组)。A和B断面均与岸边垂直,彼此相距150 m,离岸长180 m(图1)。距岸170 m以内为林区,以外为泥滩^[13]。每个断面分别定时在高潮带、中潮带和低潮带取样。采样区是研究植物群落演替的永久性样地。余日清等曾在此地取样研究红树林区底栖大型动物群落的空间分布和灌污的可能,并且在断面A排灌生活污水^[13]。本研究利用此地,分析不同海岸敞开度对底栖原生动物的影响。



图1 深圳福田红树林底栖原生动物采样点位置
Fig. 1 Location of the sampling sites of benthic microfauna in Futian Mangrove, Shenzhen

1.2 材料

土壤采取时间选在退潮期间,样品用直径为5 cm的PVC管进行采样,挖底质至10 cm深,每取样位点平行取样5次。样品分别置于塑料样品袋,带回实验室。换容器放置,可在室温(18~22℃)下平铺于15 cm直径的培养皿,让其自然干,注意防止外界空气中的原生动物包裹进入土样。

1.3 研究方法

于2004年3月、6月、9月、12月野外实验采样,进行不同季节、不同潮位红树林底栖纤毛亚门原生动物定性、定量分析及理化性质分析。

1.3.1 土壤纤毛虫的定性研究 采用非淹没培养皿法进行培养^[14],用活体观察结合蛋白银染色法进行种类的鉴定^[15]。

1.3.2 底栖纤毛虫的定量方法 采用Finlay的培养计数法^[16]。将每个样点的平行样等量取出,混合,拌匀。称取5~10 g的风干土壤到培养皿,加入10~15 mL纯净水,搅拌土壤至泥浆状,置于20℃的培养箱中培养。d 3开始镜检,从湿润的土壤中挤出50 mL液体,用0.1 mL计数板计数。当纤毛虫数量很大时,先用Bourns氏液或Lugol氏液固定,全片计数,计两片,要求两片差异不超过10%~15%,取其平均值换算。每天镜检计数,

计算出最大潜在的纤毛虫数量。一般在20 d内完成。

1.3.3 底栖纤毛虫物种多样性的计算 纤毛虫物种多样性指数的计算分析采用Margalef公式^[17]:

$$d = (S-1) / \ln N$$

其中, S 为种类数, N 为个体数, d 为多样性指数。

2 结果

2.1 潮间带底栖土壤的理化性质

各月潮间带土壤理化性质列于表1。

表1 潮间带土壤理化性质

Table 1 Soil physicochemical properties of the intertidal zone

月份 Month	地点 Site*	理化性质 Physicochemical properties (w/%)			
		有机质 OM	全氮 TN	全磷 TP	全钾 TK
3月 Mar.	H	5.13	0.26	0.33	2.15
	M	4.94	0.252	0.34	2.38
	L	5.11	0.208	0.3	2.38
6月 Jun.	H	4.57	0.216	0.3	2.23
	M	4.85	0.203	0.31	2.42
	L	4.57	0.194	0.3	2.46
9月 Sep.	H	4.91	0.197	0.3	2.38
	M	4.49	0.185	0.28	2.23
	L	5.3	0.195	0.33	2.31
12月 Dec.	H	5.13	0.234	0.31	2.31
	M	4.77	0.215	0.3	2.31
	L	5.3	0.229	0.32	2.35

*H: 高潮带; M: 中潮带; L: 低潮带。下同

*H: High-tideland; M: Mid-tideland; L: Low-tideland. The same below

2.2 深圳福田红树林底栖纤毛虫群落的种类组成

本研究中共鉴定出纤毛亚门原生动物44种,种类组成详见表2。主要优势类群为肾形目(Colpodida)和下毛目(Hypotrichida)的种类,分别占纤毛虫总种类数的45.45%和18.18%。

3月,对各潮带的种类组成比较,对照组的种类数多于实验组,但两组均以肾形目(Colpodida)种类占优势。同时,低潮带出现的种类明显多于高潮带和中潮带。6月,仍以肾形目种类占优势,低潮带种类比高潮带和中潮带要多。培养过程,低潮带先出现纺锤全列虫(*Holosticha adami*),该种类个体数逐渐减少后才出现了其他种类。3个潮带中共同出现的种类有僧帽肾形虫(*Colopoda cucullus*)、膨胀肾形虫(*C. inflata*)和突额扭头虫(*Metopus rostratus*)。9月,中潮带种类数多于高潮带种类数而少于低潮带种类数,仍以肾形目种类占优势,其中僧帽肾形虫和膨胀肾形虫在3个潮带均有出现。12月,各潮间带出现种类数为高潮带<中潮带<低潮带。肾形目在种类上占优势,3个潮带均出现了僧帽肾形虫、膨胀肾形虫和肾状肾形虫(*C. reniformis*)。

从2004年3月、6月、9月和12月4次土壤样品分析的结果看,各个潮间带由高潮带至低潮带,底栖纤毛虫的种类数量递增,特定种类的分布是有规律的。

2.3 潮间带底栖纤毛虫群落数量变化

各潮间带3月底栖纤毛虫在培养过程中的丰度变化如图2所示。无论是高潮带、中潮带还是低潮带,底栖纤毛虫数量均在培养的d 10达到最大值。对照组(Site A)各潮间带纤毛虫的最大丰度分别为32 204 ind g⁻¹、15 722 ind g⁻¹和8 209 ind g⁻¹,而实验组(Site B)相对应的值分别为31 200 ind g⁻¹、14 728

表2 深圳福田红树林2004年底栖原生动物种类组成
Table 2 Species composition of soil protozoa in Futian Mangroves, Shenzhen in 2004

种类 Species	3月 Mar.						6月 Jun.			9月 Sep.			12月 Dec.		
	对照组 Site A			实验组 Site B											
	H	M	L	H	M	L	H	M	L	H	M	L	H	M	L
1 毛板壳虫 <i>Coleps hirtus</i>				+			+								
2 长刀口虫 <i>Spathidium longicaudatum</i>													+		
3 钝漫游虫 <i>Linotolus obtusus</i>									+				+	+	
4 龙骨漫游虫 <i>L. carinatus</i>							+	+							
5 食藻斜管虫 <i>Chilodonella algivora</i>			+												
6 僧帽斜管虫 <i>C. cucullulus</i>							+		+				+		
7 智利管叶虫 <i>Trachelophyllum chilense</i>										+					
8 简单斜口虫 <i>Enchelys simplex</i>			+					+							
9 鼻斜毛虫 <i>Plagiopyla nasuta</i>							+						+		
10 大蓝环虫 <i>Cyrtolophosis major</i>			+			+			+			+			+
11 长蓝环虫 <i>C. elongata</i>								+				+			+
12 粘液蓝环虫 <i>C. mucicola</i>										+	+				
13 袋篮环虫 <i>C. bursaria</i>		+													
14 吻吴氏虫 <i>Woodruffia rostrata</i>			+			+									
15 大口匙口虫 <i>Platyphrya macrostoma</i>								+					+		
16 贪食阔庭虫 <i>Bresslaui vorax</i>	+		+			+		+	+		+	+		+	+
17 莫氏拟肾形虫 <i>Paraclopeda maupassii</i>							+			+		+		+	+
18 僧帽肾形虫 <i>Colpoda cucullus</i>		+	+			+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
19 似肾形虫 <i>C. simulans</i>									+			+			+
20 齿脊肾形虫 <i>C. steini</i>		+		+	+				+			+		+	
21 肾状肾形虫 <i>C. reniformis</i>	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
22 前突肾形虫 <i>C. penardi</i>		+			+										
23 膨胀肾形虫 <i>C. inflata</i>	+	+	+		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
24 盘状肾形虫 <i>C. patella</i>	+			+			+			+			+		
25 背沟肾形虫 <i>C. henneguyi</i>							+		+			+		+	+
26 三分肾形虫 <i>C. tripartita</i>								+	+			+	+		
27 直立肾形虫 <i>C. praestans</i>								+	+	+	+	+			+
28 无规肾形虫 <i>C. irregularis</i>	+	+				+	+		+			+			+
29 大撕拉虫 <i>Tillina magna</i>								+							
30 钟虫 <i>Vorticella</i> sp.										+					
31 珍珠映毛虫 <i>Cinetochilum margeritaceum</i>	+	+	+		+	+									
32 卵形嗜腐虫 <i>S. oviformis</i>			+		+										
33 苔藓拟瞬目虫 <i>P. musorum</i>					+										
34 大口瞬目虫 <i>G. macrostoma</i>									+					+	
35 突额扭头虫 <i>Metopus rostratus</i>		+	+		+		+	+	+					+	+
36 如意扭头虫 <i>Metopus es</i>							+			+	+			+	+
37 粗圆纤虫 <i>Strongylidium crassum</i>										+					
38 绿尾枝虫 <i>Urostyla viridia</i>			+			+									
39 纺锤全列虫 <i>Holosticha adami</i>								+	+					+	+
40 尖毛虫 <i>Oxytricha</i> sp.										+	+				
41 伪尖尾虫 <i>O. fallax</i>										+	+				
42 绿叶尖尾虫 <i>O. chlorelligera</i>										+	+			+	+
43 腐生尖毛虫 <i>O. saprobia</i>			+		+	+		+	+						
44 膜状急纤虫 <i>Tachysoma pellationella</i>			+												

“+”表示该物种在该样点出现 “+” means detected in this sample site

ind g⁻¹和8 008 ind g⁻¹. 由此可见, 对照组在各潮间带的最大丰度均比实验组的稍高.

图3显示了6月、9月和12月底栖纤毛虫在培养过程中的丰度变化趋势. 6月, 3个潮间带的纤毛虫丰度均在培养的d 10达到最大值, 分别为60 534 ind g⁻¹、21 607 ind g⁻¹和10 001 ind g⁻¹ (图3-a). 9月, 高、中潮带的纤毛虫丰度最大值 (57 300 ind g⁻¹和19 732 ind g⁻¹) 也出现在培养的d 10, 但低潮带的数量峰值 (9 356 ind g⁻¹) 则出现于培养的d 9 (图3-b). 12月, 高潮带、中潮带和低潮带的纤毛虫最大丰度分别在培养的d 10、d 8和d 9出现, 最大数量分别为 42 012 ind g⁻¹、15 905 ind g⁻¹和7 795 ind g⁻¹ (图3-c).

就不同潮间带而言, 高潮带的底栖纤毛虫丰度要远远高于中潮带和低潮带的底栖纤毛虫丰度 (图4). 同样, 每个潮间带的底栖纤毛虫丰度也存在着一一定的季节性变化规律, 即一年中, 底栖纤毛虫数量的峰值都出现于夏季.

2.4 潮间带底栖纤毛虫的群落多样性指数

图5是根据Margalef's多样性指数公式所得到的各样点不同季节纤毛虫群落的多样性指数 (0.73~2.19). 可以看到, 低潮带各季度纤毛虫的群落多样性均比高潮带和中潮带的要高, 中潮带的群落多样性次之, 而高潮带的底栖纤毛虫群落的多样性最低. 相同潮带的不同季节间底栖纤毛虫群落的多样性指数也存在着一一定的变化规律, 即夏季 (6月) 的群落

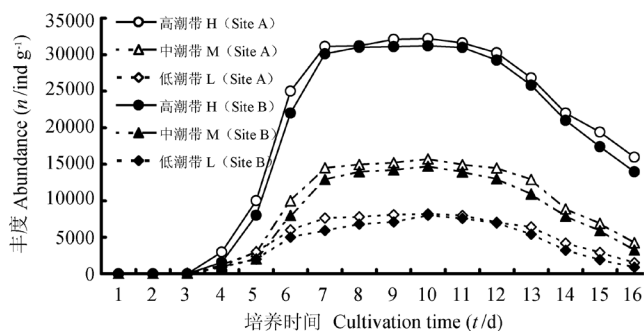


图2 3月纤毛虫培养过程中的丰度变化(A点和B点)
Fig. 2 Changes in ciliate abundance following re-wetting of dried soil in Mar. (Site A and Site B)

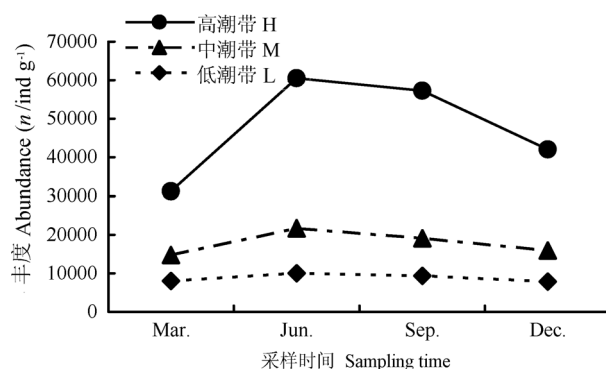


图4 3个潮带不同季节纤毛虫最大丰度比较
Fig. 4 Seasonal variation of the highest ciliate abundance in different intertidal zones

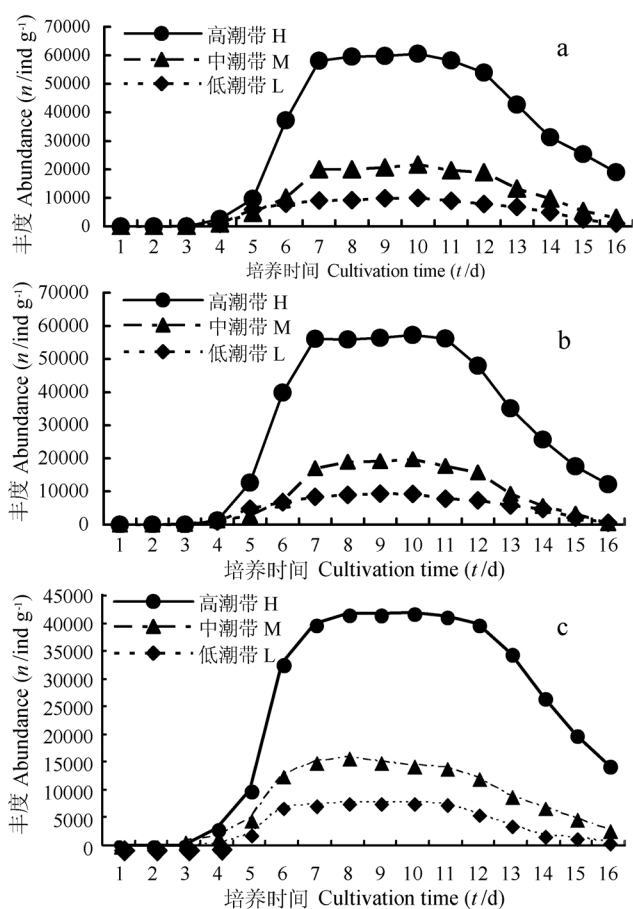


图3 6月(a)、9月(b)和12月(c)纤毛虫培养过程中的丰度变化
Fig. 3 Changes in ciliate abundance in Jun. (a), Sep. (b) and Dec. (c) following re-wetting of dried soil

多样性最高, 秋季(9月)次之, 而春季(3月)的群落多样性最低。

3 讨论

3.1 深圳红树林底栖纤毛虫群落结构特点

我国及世界上其他一些地区的土壤纤毛虫最重要的3个类群为下毛目、肾形目和前口目, 这3个类群占全部纤毛虫种类数的近60%, 其中又以下毛目的种类最丰富^[1, 17]。本研究发现, 深圳红树林底栖纤毛虫的第一优势类群为肾形目和下毛

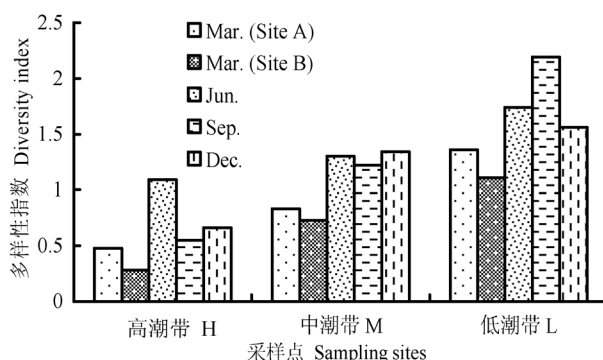


图5 深圳福田红树林纤毛虫群落多样性指数
Fig. 5 Community diversity of benthic ciliates in Futian mangroves, Shenzhen

目, 而固着或附着生活的类群种类出现频率极低(如钟虫仅发现一种)。这主要是由于不同类群的生态特征而决定的。肾形目种类身体较小, 具有相当完备且迅速的形成包裹与脱包裹机制, 还普遍可以形成生殖包裹; 下毛目种类身体扁平, 即能游泳, 又能以腹部触毛匍匐“行走”, 并且下毛目种类也多以细菌为食^[18]。此外, 土壤环境虽然具有极丰富的、可供固着或附着的基质, 但固着或附着类群由于长柄的存在, 不适宜于在土壤窄小的孔隙中自由的移动和生存, 这就使其在摄食竞争中处于非常不利的地位。这些都说明了土壤原生动物的群落组成特点与其不同种类对土壤环境的适应性是密切相关的。

另一方面, 与红树林中大型底栖动物^[13]相似, 深圳红树林底栖纤毛虫群落也存在着一定的空间分带现象。总体来说, 底栖原生动物的分布、分带是长期对其生存环境生态适应的结果, 其机理可能由几个主要因素所决定的。首先, 福田区红树林断面从高潮位到低潮位土壤含水量的不同, 将直接产生底栖纤毛虫种类分布的分带现象(如下毛目种类多出现于低潮带)。其次, 潮间带生物种类的垂直分布与潮汐密切相关, 即不同潮区生物种类的多样性与种类的抗干燥能力有关^[19-21]。由于高潮区暴露在空气中的时间最长, 环境变化最大, 故一年各季度的实验中高潮区的种类均为最少。再次, 原生动物的丰度存在自高潮区向低潮区明显递减的趋势, 这与其生存环境的特定性有关。虽然低潮带相对于高、中潮来说更容易获得充足的水源, 但红树林土壤环境与一般陆地土壤

环境不同之处在于红树林与海水关系密切。红树林土壤水分的来源并非像陆地土壤一样主要来源于降雨等,而是靠一次的涨潮,这使得红树林土壤不会持久干旱,水分自然也不会成为底栖纤毛虫丰度的限定性因子,因此它们在潮间带的分布会形成递减的带状分布。

3.2 深圳红树林底栖纤毛虫丰度分析

3.2.1 红树林底栖纤毛虫丰度测定方法的分析 目前国际上通用的土壤原生动物定量研究方法主要有两类:一类是培养计数法,另一类是直接计数法。

培养计数法是在合适的生长介质上建立稀释的土壤悬浮液,在最初的一个月里分几次镜检土壤悬浮液稀释液中原生动物的生长情况,通过这种方法可以得到对所有原生动物(包括包裹与滋养态)数量的一个估计。这种方法简便易行,不受时间、地点的限制,不要求在采样后短时间内完成定量分析等^[14]。经反复验证已得到广泛的认同及应用^[22-24]的培养计数法是“最大可能数”(MPN)法,但由于该方法是对土壤进行培养,因此所有的包裹(包括那些在原来条件下并不萌发的包裹)都有可能优越的培养条件下脱包裹而呈活动态,所得结果可能高估了土壤中活动的原生动物的数量,所反映的实际上是原生动物潜在的最大丰度,所以这样的方法只能得出相对的数字^[25]。相比而言,由于直接计数法是在采样后12 h内完成,休眠的个体(包裹)尚未萌发,自然条件下的滋养体亦未繁殖,因而所得结果是原位条件下土壤中原生动物滋养体个体数。另一方面,因直接计数法可在高倍镜下鉴定种类,故可以统计到各种原生动物的数量,因此可以对原生动物优势种进行准确的定量^[25]。

本次研究中,因为土壤中鞭毛虫和肉足虫数量一般比较多,必须要选择较高的稀释倍数,而纤毛虫的数量一般比较少,因此在选择较高稀释倍数时,就会使纤毛虫缺失环节较多,所得到的纤毛虫的丰度小,从而低估了纤毛虫的数量。初步分析深圳红树林地区纤毛虫的丰度后发现,本实验对纤毛虫的定量研究上不适合“最大可能数”法,故采用的是Finlay所提出的培养计数法^[16]。

3.2.2 底栖纤毛虫丰度变化特点的关系 一般认为土壤原生动物的丰度在周年中会有1~2个甚至3个高峰期,而且土壤原生动物种类数在周年中也有变化^[26]。深圳红树林各采样点的原生动物丰度峰值均出现于夏季,这与其生存的环境条件是密切相关。一般而言,夏季气温、降雨量、土温均较适中,土壤有机质分解速度加快,营养丰富,土壤原生动物生命活动也因此而旺盛,反映在数量上的增加。此外,地表植物根系所分泌的有益物质进入土中,也会对土壤原生动物的生长产生一定的影响。另外,潮汐对底栖纤毛虫丰度也存在一定的影响。从结果看,各季度的高潮带底栖原生动物丰度最大,中潮带次之,低潮带最低,这是符合潮间带群落丰度规律的。

3.3 深圳红树林底栖纤毛虫丰度与土壤理化性质的关系

3.3.1 红树林底栖纤毛虫丰度与土壤含水量、温度的关系 一定范围内,土壤原生动物丰度与土壤含水量和温度的变化呈正相关^[17, 26]。大多数种类在接近最高年平均温度时发育最佳。深圳红树林区在夏季的降水量最大,温度高,纤毛虫的丰度也最高。另一方面,纤毛虫的丰度还与所处潮带有关。高潮带的

纤毛虫的丰度有比较明显的季节性变化,中潮带次之,低潮带的纤毛虫丰度曲线则最为缓和。

3.3.2 红树林底栖纤毛虫与土壤有机质、总氮的关系 宁应之等曾就中国部分的典型地带的土壤原生动物和影响因子作回归分析,结果表明,土壤有机质与总氮的含量对土壤纤毛虫的丰度都有显著的影响,其中有机质的影响更大^[27]。土壤有机质与总氮与原生动物的关系是间接的,其中有机质通过影响土壤细菌的生长和数量而间接影响原生动物丰度,总氮通过土壤中植物根系的代谢活动及调节土壤细菌数量的变动而体现^[1]。在本研究中,土壤有机质和总氮含量对底栖纤毛虫丰度的影响都不具有显著性意义。对原生动物来说,红树林土壤环境较一般的陆地土壤环境更为复杂,在众多的环境因子的协同作用下,可能某一个单独的因子对底栖纤毛虫丰度影响的贡献并非有显著性意义。

3.4 深圳红树林底栖纤毛虫种类多样性分析

群落多样性指数有两个方面的意义。一方面直接反映了生物群落本身结构的复杂性和稳定性,且已在国内外已被普遍用来监测淡水、海水底栖生物群落结构的变化^[28];另一方面,多样性指数也可以间接地反映生态环境质量的优劣。相对其它结构指标来说,多样性指数包含了群落中大部分生物的信息,从生物种类的丰度和个体在种内均匀度的变化两个方面对污染生态效应进行评价,较好地反映生态系统受到污染压力的状况,适用性较广。

与宁应之在热带、亚热带、温带和高寒带等我国6个典型地带的土壤原生动物群落多样性研究结果^[18]相比较,本研究所得的各季度不同潮带纤毛虫的多样性指数偏低,这与本研究各样点的生态环境有关。由于各样品土壤为砂壤土,含砂量很高,无论从营养物质还是水分的蓄积考虑,都对底栖纤毛虫的生存有一定的不利因素。从3个潮带各季度的多样性指数大小来看,指数大小为低潮带>中潮带>高潮带,在一定程度上说明低潮带受污染程度比中潮带和高潮带稍低。

另外,对照组(Site A)各潮带的群落多样性均比实验组(Site B)的要高,除了说明对照组各个潮间带的小生境比实验组的更适于多种原生动物的生存外,亦在一定程度上表明,在水分、温度等环境因子相似的情况下,海岸开敞度是影响潮间带生物水平分布的主要因子。

References

- 1 Yin WY (尹文英). Soil Animals of China. Beijing, China: Science Press (北京: 科学出版社), 2000. 135~149
- 2 Bouwman LA, Romeijn K, Admiral W. On the ecology of meiofauna in an organically polluted estuarine mudflat. *Estuar Coast & Shelf Sci*, 1984, **19** (6): 633~653
- 3 Szymelfenig M, Kwasniewski S, Weslawski JM. Intertidal zone of Svalbard II. Meiobenthos density and occurrence. *Polar Biol*, 1995, **15** (2): 137~141
- 4 Soetaert K, Vincx M, Wittoeck J. Meiobenthic distribution and nematode community structure in five European estuaries. *Hydrobiol*, 1995, **311**: 185~206
- 5 Song XY (宋雪英), Song YF (宋玉芳), Sun TH (孙铁珩), Zhang W (张薇), Zhou QX (周启星). Bio-indicating function of soil protozoa to

- environment pollution. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 2004, **15** (10): 1979~1982
- 6 Hou KZ (侯宽昭), He CN (何椿年). Mangroves of China. *Bull Biol* (生物学通报), 1953, **10**: 365~369
 - 7 Gao YZ (高蕴璋). Mangroves in Guangzhou. *Trop Geogr* (热带地理), 1985, **5** (1): 1~8
 - 8 Chen SP (陈树培), Liang ZX (梁志贤), Zheng Y (邓义). The mangrove of South China Sea. *Guihaia* (广西植物), 1988, **3** (3): 215~224
 - 9 Lee SY. Litter production and turnover of the mangrove *Kandelia candel* (L.) Druce in a Hong Kong tidal shrimp pond. *Estuar Coast & Shelf Sci*, 1989, **29**: 75~87
 - 10 Tam NFY, Wong YS, Lan CY. Community structure and standing crop biomass of a mangrove forest in Futian Nature Reserve, Shenzhen, China. *Hydrobiol*, 1995, **295**: 193~201
 - 11 Li MS (李明顺), Lan CY (蓝崇钰), Chen GZ (陈桂珠), Li SH (李世华), Chen XR (陈相如), Liu ZP (刘治平), Tam NFY (谭凤仪), Huang YS (黄玉山). Research on oenology of mangrove in Futian, Shenzhen II, Species diversity and population pattern. *Ecol Sci* (生态科学), 1994, **1**: 82~86
 - 12 Chen GZ (陈桂珠), Li MS (李明顺), Lan CY (蓝崇钰), Li SH (李世华), Chen XR (陈相如), Liu ZP (刘治平), Tam NFY (谭凤仪), Huang YS (黄玉山). Research on ecology of mangrove in Futian Reserve, Shenzhen III. Species association and correlation information field. *Ecol Sci* (生态科学), 1994, **2**: 7~10
 - 13 Yu RQ (余日清), Chen GZ (陈桂珠), Huang YS (黄玉山), Tam NFY (谭凤仪). Spatial zonation of benthic macrofauna and possible effects of sewage discharge on it in Futian Mangrove swamp, Shenzhen. *Acta Ecol Sin* (生态学报), 1996, **3**: 283~288
 - 14 Team of Handbook of Soil Fauna Research Methods (《土壤动物研究方法手册》编写组). Handbook of Soil Fauna Research Methods. Beijing, China: China Forestry Publishing House (北京: 中国林业出版社), 1998
 - 15 Shen YF (沈韞芬). Protozoology. Beijing, China: Science Press (北京: 科学出版社), 1999
 - 16 Finlay BJ, Black HIJ, Brown S, Clarke KJ, Esteban GF, Hindle RM, Olmo JL, Rollett A, Vickerman K. Estimating the growth potential of the soil protozoan community. *Protist*, 2000, **151**: 69~80
 - 17 Liao QY (廖庆玉), Zhang JH (章金鸿), Li M (李枚), Lu Y (卢彦), Wei HH (魏鸿辉), Xu RL (徐润林). Structure and distribution of soil protozoa at Dongzhaigang mangrove in Hainan island. *Ecol Environ* (生态环境), 2008, **17** (3): 1077~1081
 - 18 Ning YZ (宁应之), Shen YF (沈韞芬). Community structure and its characteristics of soil protozoa in typical zones of China. *J Northwest Normal Univ Nat Sci* (西北师范大学学报自然科学版), 1999, **35** (2): 50~54
 - 19 An XL (安鑫龙), Li YH (李豫红), Yan Y (闫莹). Advances on the intertidal biology of China. *Hebei Fish* (河北渔业), 2004, **6**: 17~18
 - 20 Yang WX (杨万喜), Chen YS (陈永寿). Community ecology of intertidal zone of Shensi archipelago I. Species constitution and seasonal variation of benthic bio-community in rocky intertidal zone. *Chin J Appl Ecol* (应用生态学报), 1996, **7** (3): 305~309
 - 21 Zhang YH (张义浩), Wang ZZ (王志铮), Wu CW (吴常文), Zhao SL (赵盛龙), Yan SQ (严世强), Hou WF (侯伟芬). The studies on sessile algae about species composition, ecological distribution and regional feature in Zhoushan. *J Zhejiang Ocean Univ* (浙江海洋学院学报), 2002, **21** (2): 98~105
 - 22 Culter DW. A method of estimating the number of active protozoa in the soil. *J Agric Sci*, 1920, **10**: 135~143
 - 23 Singh BN. A method of estimating numbers of soil protozoa, especially amoebae, based on their differential feeding on bacteria. *Ann Appl Biol*, 1946, **33**: 112~119
 - 24 Stout JD. An estimation of microfaunal populations in soils and forest litter. *J Soil Sci*, 1962, **13**: 314~320
 - 25 Chen SF (陈素芳), Xu RL (徐润林). Advances of the soil Protozoa. *Acta Sci Nat Univ Sunyatseni* (中山大学学报自然科学版), 2003, **42**: 187~194
 - 26 Ning YZ (宁应之), Shen YF (沈韞芬). Soil protozoa in typical zones of China II. Ecological study. *Acta Zool Sin* (动物学报), 1998, **44** (3): 271~276
 - 27 Ning YZ (宁应之), Shen YF (沈韞芬). Ecological studies of the forest soil protozoa of Mount Luojiashan and exploration of quantitative methods for soil protozoa. *Zool Res* (动物学研究), 1996, **17** (3): 225~23
 - 28 Xue XZ (薛雄志), Yang XA (杨喜爱). Ecological effect assessment of marine pollution. *Mar Sci* (海洋科学), 2004, **28** (10): 75~81