

DOI: 10.3969/j.issn.2095-1787.2014.03.005

人工拔除互花米草对红树林大型底栖动物群落的影响

倪平¹, 董燕红², 朱艾嘉², 李海涛², 熊薇¹, 浦传亮¹, 战爱斌^{1*}

¹中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; ²国家海洋局南海环境监测中心, 广东 广州 510300

摘要:【背景】大型底栖动物群落是红树林生态系统结构与功能的重要组成部分。大型底栖动物群落及其所在的红树林生态系统正遭受严重的人类活动介导的多种侵扰,如烈性入侵植物互花米草的入侵。很多研究调查了红树林生态系统底栖动物群落对互花米草入侵的响应,但互花米草移除对生物群落的影响鲜有报道。【方法】选取位于山口国家级红树林保护区的3个断面(山角、永安和北界),分别在3个断面定量采集互花米草拔除前和拔除后的底栖动物,比较其物种组成、栖息密度和生物量,研究人工拔除互花米草对红树林大型底栖动物群落结构的影响。【结果】大型底栖动物群落在互花米草拔除前后发生了显著变化:在选取的3个断面上共观测到1~3种拔除前后共有的物种,且优势种在3个断面上均发生了变化;物种丰富度在2个断面(永安和北界)上略有增加,在一个断面(山角)上降低;在3个断面上,互花米草拔除后生物的栖息密度和生物量都显著降低。【结论与意义】底栖动物群落的这些显著变化会对其栖息地内以及周边红树林生态系统的食物网结构及红树林的生态功能产生重要影响,因此当大规模人工移除互花米草时,需充分考虑这些变化可能带来的负面影响,制定合理、有效的互花米草清除策略,保护脆弱的红树林生态系统。

关键词: 大型底栖动物群落; 红树林; 互花米草; 生物量; 物种丰富度; 物种栖息密度; 物种组成

Influence of the artificial removal of invasive smooth cordgrass *Spartina alterniflora* from invaded mangrove forests on the macrobenthic community

Ping NI¹, Yan-hong DONG², Ai-jia ZHU², Hai-tao LI², Wei XIONG¹, Chuan-liang PU¹, Ai-bin ZHAN^{1*}

¹Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China;

²South China Sea Environmental Monitoring Center, State Oceanic Administration, Guangzhou, Guangdong 510300, China

Abstract: 【Background】Macrobenthic community is an ecologically and functionally important component of a mangrove forest ecosystem. Macrobenthic communities, as well as their mangrove habitats are threatened by multiple human activity-mediated interacting stressors such as the establishment of invasive smooth cordgrass *Spartina alterniflora*. Many studies have investigated responses of benthic macrofauna to biological invasions by *S. alterniflora*. However, effects of removal of *S. alterniflora* on macrobenthic communities remain largely unknown. 【Method】The effects of mechanical removal of *S. alterniflora* on macrobenthic communities were examined in three regions (Shanjiao, Yong'an and Beijie) of the Shankou National Mangrove Nature Reserve, southern China. Benthic macrofauna in these three regions were collected quantitatively before and after the removal of *S. alterniflora*, and species composition, abundance and biomass were measured. 【Result】Macrobenthic communities changed significantly after *S. alterniflora* removal. Only one to three common species were detected before and after the removal of *S. alterniflora* in each region. Species richness increased in Yong'an and Beijie, but decreased in Shanjiao. Species abundance and biomass significantly decreased in all three regions surveyed. 【Conclusion and significance】Given that significant changes in macrobenthic communities may have substantial influence on food webs and ecological functions of the vulnerable mangrove ecosystems, attention must be paid on possible adverse effects caused by such dramatic changes when large-scale artificial removal of *S. alterniflora* is implemented in mangrove forests.

Key words: macrobenthic community; mangrove; *Spartina alterniflora*; biomass; species abundance; species richness; species composition

红树林是由一系列水生木本植物组成的海岸植物群落,主要生长在热带、亚热带沿海潮间带滩涂上。红树林生态系统为海岸带和河口区提供了多种生态(服务)功能,如防止海岸侵蚀,也为鱼类、无脊椎动物、哺乳动物和鸟类等提供了生长繁衍的场所(Alongi,2002)。同时,红树林生态系统具有非常高的生产力(超过 $2 \text{ t} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$),可以支撑陆生和水生生态系统(包括浮游和底栖生物)食物网(Manson *et al.*,2005)。在组成红树林生态系统底栖食物网的多个类群中,大型底栖动物是其中最为关键的类群之一。大型底栖动物不仅是食物网中影响/决定中间能级向高营养级能量流动的重要链条,而且在多个生物学过程、地化循环及物理过程中起着关键作用,如决定食物网中小型底栖动物和微生物的数量与空间结构,促进氮、磷等的物质循环,影响沉积物的稳定性等(Coleman & Williams,2002; Ellison,2008; Meysman *et al.*,2006; Nordhaus *et al.*,2006)。

由于红树林的开发利用、水产养殖、生物入侵及基础设施建设等的频繁干扰,全球范围内很多红树林生态系统及栖息于其中的独特生物群落遭到严重破坏(Kathiresan & Bingham,2001; Macintosh *et al.*,2002)。在亚洲的一些国家,约 80% 的红树林已经被彻底摧毁(Wolanski *et al.*,2000),仅存的红树林生态系统也正在遭受上述干扰因子的快速侵蚀破坏(Alongi,2002; Ellison,2008; Leung & Tam,2013)。研究表明,一些栖息于红树林生态系统的生物群落,如底栖动物群落,对环境变化及人类干扰破坏反应敏感,即使轻微的扰动都会导致底栖动物群落结构的显著变化,进而改变食物网的结构,甚至影响红树林生态系统的功能(Kelaker *et al.*,1998; Skilleter & Warren,2000)。

在我国,入侵植物互花米草 *Spartina alterniflora* Loisel. 入侵及快速扩散成为红树林生态系统最为严重的干扰破坏因子之一(An *et al.*,2007)。互花米草原产于美洲大西洋和墨西哥湾沿岸,其秸秆密集粗壮,地下根茎结构发达,耐盐能力强,能够促进泥沙的快速沉降和淤积,这些优点使其成为滩涂保护与生态修复的理想物种(An *et al.*,2007; Hinkle & Mitsch,2005)。为保护和修复滨海湿地,我国于 1979 年成功引入互花米草,并取得了一定的经济效益(An *et al.*,2007)。然而,自此之后互花米草便开

始无序扩张蔓延并快速显现其对环境的破坏力。至 2000 年,互花米草已经成功扩散到北至天津塘沽、南到广西山口,占地面积超过 11.2 万 hm^2 (An *et al.*,2007)。互花米草的快速生长与扩散使福建省宁德市一些地方原有的红树林遭受毁灭性的打击(杜文琴等,2006);广东珠海淇澳红树林保护区的红树林滩涂也完全被互花米草覆盖(Chen *et al.*,2009)。

人工拔除、刈割等是目前控制互花米草生长密度和扩散范围较为常用的方法,这些方法在红树林自然保护区应用尤为普遍。许多研究都关注大型底栖动物对互花米草入侵的响应(Brusati & Grosholz,2006; Hedge & Kriwoken,2000; Neira *et al.*,2006),但互花米草移除对栖息于红树林生态系统中的生物群落的影响鲜有报道。本文选取山口国家级红树林保护区的 3 个断面(山角、永安和北界),研究人工移除互花米草对大型底栖生物群落的影响。

山口国家级红树林自然保护区($\text{N } 21^{\circ}28'22'' \sim 21^{\circ}37'00''$ 、 $\text{E } 109^{\circ}37'00'' \sim 109^{\circ}47'00''$)位于广西壮族自治区合浦县山口镇,于 1990 年为保护海洋和海岸生态系统(尤其是红树林生态系统)而成立。为了防止海岸带免受海水的侵蚀,互花米草于 1979 和 1994 年被人引入该保护区(李武峥,2008);至 2008 年,互花米草在山口国家级红树林自然保护区的年平均扩散速率达到 $28.9 \text{ m}^2 \cdot \text{a}^{-1}$,并已经覆盖该保护区内 87.2% 的宜林滩涂(李武峥,2008)。

1 材料与方法

1.1 生物采样

于 2011 年 9 月在人工拔除互花米草前对大型底栖动物进行采样。根据互花米草的生长和覆盖程度,分别在山角、永安和北界各选择一条穿越高、中、低 3 个潮带的断面(图 1)。对于每个断面,在低潮区、中潮区和高潮区各选择一个代表性站点(图 1)。在每个站点 25 cm (长) $\times 25 \text{ cm}$ (宽) $\times 30 \text{ cm}$ (深)的定量样方,随机采集底栖生物样品至少 3 次,每 2 个采样点间有约 10 m 的间隔。采样后,除了一些无法到达的地区(泥泞或被沟壑分隔的区域),互花米草地上部分被尽可能人为清除。为了避免季节变化所产生的差异,在 2013 年 9 月用上述同样的采样方法在相同的站点采样。将获得的

生物样品经底层孔径为 1.0 mm 的套筛分选,将捕获的动物置于 100% 酒精中保存。为了评估互花米草拔除的效率,同时测定互花米草拔除前后地上秸秆的数量。

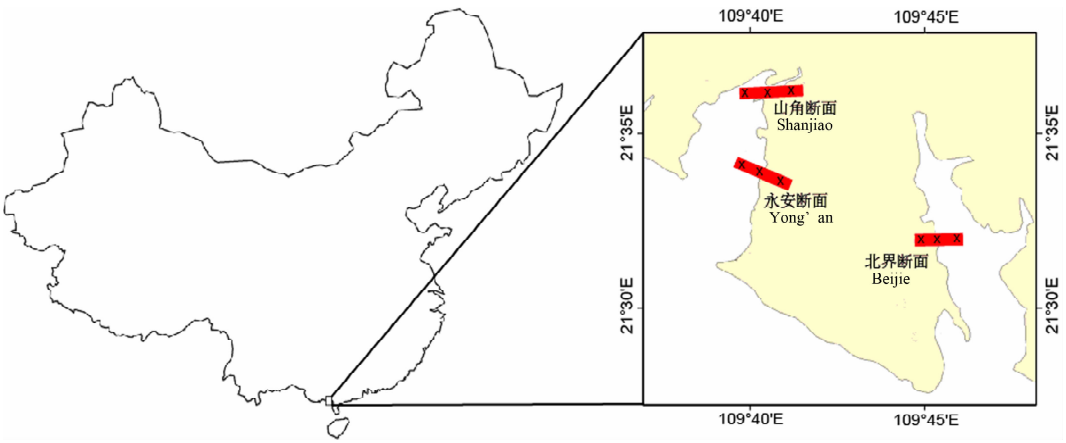


图 1 山口国家级红树林保护区 3 个断面内的采样站点 (用“X”表示)

Fig. 1 Sampling sites (x) in the three belt-shaped regions of Shangkou National Mangrove Nature Reserve

每个断面都包含低潮区、中潮区和高潮区 3 个采样站点。

Sampling sites covered low-, middle- and high-tidal ranges in each region.

1.2 数据分析

大型底栖动物群落结构之间的差异由物种组成、物种丰富度、生物栖息密度和生物量表征。本研究采用 2 个常用的指标: Sørensen 指数 (S_s) 和 Bray-Curtis 丰度指数 (BC_s), 比较 3 个断面上的物种组成, 这 2 个指标的补集 S_d ($S_d = 1 - S_s$) 和 BC_d ($BC_d = 1 - BC_s$) 被广泛应用于评估群落之间的差异 (Bray & Curtis, 1957; Sørensen, 1948)。这 2 个指数的范围都是从 0 (所有物种在 2 个群落之间均相同) 到 1 (群落间无相同物种), 通过 EstimateS (版本 9.1.0, <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>) 计算。为了避免不同取样深度所产生的误差, 本研究应用无偏倚性的稀疏曲线分析法 (Gihring *et al.*, 2012) 对比物种丰富度。基于个体的物种稀疏分析采用 Ecosim (版本 7.72, Gotelli & Entsminger, 2006), 每个样本均用 5000 次随机迭代次数进行计算。用滤纸将保存的动物表面的酒精吸干, 并用天平称重, 通过 Mann-Whitney U 检验测定全部物种的栖息密度和生物量在互花米草拔除前和拔除后的差异显著性。为评估互花米草移除效果, 对互花米草地上秸秆数量进行测定。在山口、永安、北界断面的每个站点各设置 1 个调查样方, 样方面积 10 m × 10 m, 统计样方内的互花米草株数, 并计算株密度。用每个断面内 3 个样方的平均株密度代表该断面的株密度。

2 结果与分析

互花米草经人工拔除后, 在 3 个断面上的密度都显著降低, 山角、永安和北界断面的株密度分别为 19.7、0.5 和 59.1 株 · m⁻², 显著 ($P < 0.01$) 低于拔除前 (分别为 205.0、158.0 和 122.3 株 · m⁻²)。底栖动物样品物种分类鉴定结果表明, 环节动物、甲壳动物和软体动物在 3 个断面上均为优势类群; 拔除互花米草前, 山角、永安和北界断面测定的物种数分别为 14、12 和 10 种 (表 1), 拔除之后, 山角断面的物种数略降低, 为 13 种, 而其余 2 个断面 (即永安和北界) 的物种数均增多, 均为 23 种 (表 2); 稀疏曲线分析结果与物种数量的测定结果相似, 永安和北界断面的物种丰富度在拔除互花米草后增大, 但山角断面物种丰富度降低 (图 2)。

在 3 个断面中, 物种组成在互花米草拔除后发生了显著变化。互花米草拔除前后均检测到的物种只有 1~3 种 (表 1~2)。差异性评估的 2 个估计量 S_d 值和 BC_d 值都很高, 山角断面分别为 0.93 和 0.97, 永安断面分别为 0.94 和 0.98, 北界断面分别为 0.94 和 0.96。3 个断面的优势物种都发生了变化 (表 1~2), 如在互花米草拔除前北界的优势物种是台湾泥蟹 *Ilyoplax formosensis* Rathbun, 然而该物种在拔除互花米草后消失, 被扁平拟闭口蟹 *Paracleistostoma depressum* de Man 所取代。此外, 在互花米草拔除后, 3 个断面所有物种的栖息密度和生

物量都显著降低 ($P < 0.0475$, Mann-Whitney U 检验), 如在山角断面, 石磺 *Onchidium verruculatum* Cuvier 的栖息密度和生物量从 (21.3 ± 8.3) 个 $\cdot \text{m}^{-2}$ 和 (49.89 ± 10.83) g $\cdot \text{m}^{-2}$ 分别下降至 (1.7 ± 0.8) 个 $\cdot \text{m}^{-2}$ 和 (1.86 ± 0.23) g $\cdot \text{m}^{-2}$ 。一些新出现的物种栖息密度和生物量均很大, 如山角断面的扁平拟闭口蟹, 栖息密度和生物量分别为 (128.0 ± 36.0) 个 $\cdot \text{m}^{-2}$ 和 (9.57 ± 2.85) g $\cdot \text{m}^{-2}$ (表 1~2)。

表 1 山口国家红树林自然保护区 3 个调查断面在互花米草拔除前(2011 年 9 月)大型底栖动物群落的物种组成、栖息密度和生物量(平均值和标准差)

Table 1 Species composition, abundance and biomass (mean $\pm$ SD) of macrobenthic communities before (September 2011) removal of the highly invasive *S. alterniflora* from invaded mangrove forests in the three regions surveyed: Shanjiao, Yong'an and Beijie, Shankou National Mangrove Nature Reserve

断面 Site	分类群 Taxonomic group	物种 Species	栖息密度(个 $\cdot \text{m}^{-2}$) Abundance (ind. $\cdot \text{m}^{-2}$)	生物量 Biomass (g $\cdot \text{m}^{-2}$)
山角 Shanjiao	环节动物 Annelida	背蚓虫 <i>Notomastus latericeus</i> Sars	10.7 ± 3.6	0.37 ± 0.15
		欧文虫 <i>Owenia fusiformis</i> (Oweniidae)	5.3 ± 1.7	0.16 ± 0.08
		裸体方格星虫 <i>Sipunculus nudus</i> Linnaeus	21.3 ± 8.9	3.73 ± 1.52
		梳鳃虫 <i>Terebellides stroemii</i> Sars	10.7 ± 9.2	2.16 ± 1.05
	甲壳类 Crustacea	中国双眼钩虾 <i>Ampelisca chinensis</i>	5.3 ± 2.1	0.05 ± 0.02
		白脊藤壶 <i>Balanus albicostatus</i> Pilsbry	21.3 ± 3.5	5.17 ± 1.95
		台湾泥蟹 <i>Ilyoplax formosensis</i> Rathbun	42.7 ± 8.3	9.44 ± 4.32
	软体动物 Mollusca	棕带仙女蛤 <i>Callista erycina</i> (Linnaeus)	5.3 ± 1.7	2.88 ± 1.07
		珠带拟蟹守螺 <i>Cerithidea cingulata</i> (Gmelin)	10.7 ± 2.2	2.00 ± 0.88
		红树拟蟹守螺 <i>Cerithidea rhizophorarum</i> A. Adams	10.7 ± 5.2	7.41 ± 2.83
		纵带滩栖螺 <i>Batillaria zonalis</i> Bruguiere	5.3 ± 4.2	20.01 ± 9.83
		中国绿螂 <i>Glauconme chinensis</i> (Gray)	16.0 ± 1.2	5.13 ± 1.45
		石磺 <i>Onchidium verruculatum</i> Cuvier	21.3 ± 8.3	49.89 ± 10.83
	其他 Others	纵条矶海葵 <i>Haliplanella luciae</i> Verrill	5.3 ± 4.2	7.83 ± 5.65
永安 Yong'an	环节动物 Annelida	厥目革囊星虫 <i>P. scolops</i>	5.3 ± 3.5	0.16 ± 0.08
		纳加索沙蚕 <i>Lumbrineris nagaee</i>	26.7 ± 11.6	2.03 ± 0.78
		背蚓虫 <i>N. latericeus</i>	21.3 ± 7.3	0.69 ± 0.25
		涠洲围沙蚕 <i>Perinereis weizhouensis</i>	5.3 ± 3.5	1.12 ± 0.64
	甲壳类 Crustacea	不倒翁虫 <i>Sternaspis scutata</i> Ranzani	32.0 ± 18.9	2.13 ± 1.06
		白脊藤壶 <i>B. albicostatus</i>	5.3 ± 3.5	1.12 ± 0.34
		台湾泥蟹 <i>I. formosensis</i>	58.6 ± 24.6	12.37 ± 5.85
		悦目大眼蟹 <i>Macrophthalmus erato</i> de Man	10.7 ± 2.2	10.35 ± 3.92
		长足长方蟹 <i>Metaplex longipes</i>	10.7 ± 2.2	3.20 ± 1.54
	软体动物 Mollusca	红树蚬 <i>Geloina coaxans</i> (mollusca, bivalvia)	69.3 ± 12.0	147.68 ± 55.79
		截形鸭嘴蛤 <i>Laternula truncate</i> Lamarck	26.7 ± 16.6	19.89 ± 4.46
		红树拟蟹守螺 <i>C. rhizophorarum</i>	10.7 ± 2.2	3.20 ± 1.54
北界 Beijie	环节动物 Annelida	背蚓虫 <i>N. latericeus</i>	10.7 ± 2.2	0.59 ± 0.22
		涠洲围沙蚕 <i>P. weizhouensis</i>	85.3 ± 8.2	14.51 ± 2.13
		丝鳃稚齿虫 <i>Prionospio malmgreni</i> Claparede	16.0 ± 5.2	1.01 ± 1.76
	甲壳类 Crustacea	台湾泥蟹 <i>I. formosensis</i>	202.7 ± 29.6	34.35 ± 5.23
		长足长方蟹 <i>M. longipes</i>	21.3 ± 7.5	5.55 ± 0.61
	软体动物 Mollusca	无齿蛤 <i>Anodontia edentula</i> Linnaeus	5.3 ± 3.5	1.07 ± 0.85
		中国绿螂 <i>G. chinensis</i>	21.3 ± 7.0	14.35 ± 4.87
		红树拟蟹守螺 <i>C. rhizophorarum</i>	48.0 ± 16.0	40.53 ± 11.78
		美女白樱蛤 <i>Macoma candida</i>	21.3 ± 7.0	12.64 ± 3.90
		菲律宾偏顶蛤 <i>Modiolus philippinarum</i>	5.3 ± 3.5	0.85 ± 0.48

互花米草拔除前和拔除后均检测到的物种用下划线标出。
Common species detected before and after removal of *S. alterniflora* are underlined.

表 2 山口国家红树林自然保护区 3 个调查断面在互花米草拔除后(2013 年 9 月)
大型底栖动物群落的物种组成、栖息密度和生物量(平均值和标准差)

Table 2 Species composition, abundance and biomass (mean $\pm$ SD) of macrobenthic communities after (September 2013) removal of the highly invasive *S. alterniflora* from invaded mangrove forests in the three regions surveyed: Shanjiao, Yong'an and Beijie, Shankou National Mangrove Nature Reserve

断面 Site	分类群 Taxonomic group	物种 Species	栖息密度(个 $\cdot$ m ⁻²) Abundance (ind. $\cdot$ m ⁻²)	生物量 Biomass (g $\cdot$ m ⁻²)
山角 Shanjiao	环节动物 Annelida	厥目革囊星虫 <i>Phascolosoma scolops</i> Selenka	11.3 $\pm$ 5.3	0.52 $\pm$ 0.31
		弓形革囊星虫 <i>Phascolosoma arcuatum</i> Gray	1.7 $\pm$ 0.8	0.18 $\pm$ 0.02
		日本鼓虾 <i>Alpheus japonicas</i>	1.7 $\pm$ 0.8	0.33 $\pm$ 0.17
	甲壳类 Crustacea	对虾 <i>Penaeidae</i> sp.	1.7 $\pm$ 0.8	0.19 $\pm$ 0.08
		台湾泥蟹 <i>I. formosensis</i>	16.0 $\pm$ 5.2	0.34 $\pm$ 0.07
		锯眼泥蟹 <i>Ilyoplax serrata</i> Shen	3.7 $\pm$ 1.2	0.13 $\pm$ 0.08
		淡水泥蟹 <i>Ilyoplax tansuiensis</i> Sakai	5.3 $\pm$ 2.1	0.09 $\pm$ 0.03
		悦目大眼蟹 <i>Macrophthalmus erato</i> (de Man)	3.7 $\pm$ 1.2	0.07 $\pm$ 0.06
		扁平拟闭口蟹 <i>Paracleistostoma depressum</i> de Man	128.0 $\pm$ 36.0	9.57 $\pm$ 2.85
		浓毛拟闭口蟹 <i>Paracleistostoma crassipilum</i> Dai	1.7 $\pm$ 0.8	0.12 $\pm$ 0.02
		弧边招潮蟹 <i>Uca arcuata</i> De Haan	1.7 $\pm$ 0.8	4.64 $\pm$ 1.04
		红树拟蟹守螺 <i>C. rhizophorarum</i>	1.7 $\pm$ 0.8	4.64 $\pm$ 1.04
		石磺 <i>O. verruculatum</i>	1.7 $\pm$ 0.8	1.86 $\pm$ 0.23
	软体动物 Mollusca			
永安 Yong'an	环节动物 Annelida	厥目革囊星虫 <i>P. scolops</i>	14.3 $\pm$ 5.6	3.04 $\pm$ 0.27
	甲壳类 Crustacea	锯眼泥蟹 <i>I. serrata</i>	1.7 $\pm$ 0.8	0.03 $\pm$ 0.01
		台湾泥蟹 <i>I. formosensis</i>	7.0 $\pm$ 3.1	0.10 $\pm$ 0.05
		淡水泥蟹 <i>I. tansuiensis</i>	3.7 $\pm$ 1.2	0.12 $\pm$ 0.06
		秀丽长方蟹 <i>Metaplex elegans</i> de Man	1.7 $\pm$ 0.8	2.10 $\pm$ 1.63
		粗壮新胀蟹 <i>Neosarmatium smithi</i>	1.7 $\pm$ 0.8	3.81 $\pm$ 1.60
		迈纳新胀蟹 <i>Neosarmatium meinerti</i>	3.7 $\pm$ 1.2	4.29 $\pm$ 1.42
		浓毛拟闭口蟹 <i>Paracleistostoma crassipilum</i> Dai	14.3 $\pm$ 2.5	2.74 $\pm$ 1.38
		扁平拟闭口蟹 <i>Paracleistostoma depressum</i>	69.3 $\pm$ 10.3	4.44 $\pm$ 2.85
		无齿相手蟹 <i>Sesarma dehaani</i> H. Milne-Edwards	1.7 $\pm$ 0.8	0.42 $\pm$ 0.13
		双齿相手蟹 <i>Sesarma bidens</i> De Hann	1.7 $\pm$ 0.8	0.09 $\pm$ 0.02
		相手蟹 <i>Sesarma</i> sp.	1.7 $\pm$ 0.8	0.14 $\pm$ 0.05
		弧边招潮蟹 <i>Uca arcuata</i> De Haan	1.7 $\pm$ 0.8	0.20 $\pm$ 0.05
		凹指招潮蟹 <i>Uca vocans vocans</i> Linnaeus	1.7 $\pm$ 0.8	0.59 $\pm$ 0.02
		豆形短眼蟹 <i>Xenophthalmus pinnotheroides</i> White	1.7 $\pm$ 0.8	0.02 $\pm$ 0.01
		粒螯次鼓虾 <i>Betaeus yokyai</i>	3.7 $\pm$ 1.2	2.70 $\pm$ 0.38
		合鼓虾 <i>Synalpheus</i> sp.	3.7 $\pm$ 1.2	0.11 $\pm$ 0.09
		糠虾 <i>Mysidae</i> sp.	1.7 $\pm$ 0.8	0.05 $\pm$ 0.02
	软体动物 Mollusca	短拟沼螺 <i>Assiminea brevicnla</i>	9.0 $\pm$ 1.5	0.23 $\pm$ 0.03
		布纹蚶 <i>Barbatia decussate</i> (Sowerby)	1.7 $\pm$ 0.8	1.53 $\pm$ 0.66
		珠带拟蟹守螺 <i>Cerithidea cingulata</i> (GMELIN)	1.7 $\pm$ 0.8	0.51 $\pm$ 0.18
		黑口拟滨螺 <i>Littorinopsis melanostoma</i>	5.3 $\pm$ 1.9	1.04 $\pm$ 0.81
		塔结节滨螺 <i>Nodilittorina trochoides</i>	1.7 $\pm$ 0.8	0.23 $\pm$ 0.19
北界 Beijie	环节动物 Annelida	厥目革囊星虫 <i>P. scolops</i>	1.7 $\pm$ 0.8	1.40 $\pm$ 0.42
	甲壳类 Crustacea	鼓虾 <i>Alpheus</i> sp.	3.7 $\pm$ 1.2	0.44 $\pm$ 0.17
		粒螯次鼓虾 <i>B. yokyai</i>	1.7 $\pm$ 0.8	1.52 $\pm$ 0.63
		莱氏异额蟹 <i>Anomalifrons lightana</i>	19.6 $\pm$ 3.4	16.52 $\pm$ 8.62
		隆背张口蟹 <i>Chasmagnathus convexus</i>	1.7 $\pm$ 0.8	4.41 $\pm$ 1.64
		厚蟹 <i>Helice</i> sp.	3.7 $\pm$ 1.2	1.50 $\pm$ 0.53
		中华近方蟹 <i>Hemigrapsus sinensis</i> Rathbun	1.7 $\pm$ 0.8	0.12 $\pm$ 0.02
		锯眼泥蟹 <i>I. serrata</i>	9.0 $\pm$ 1.2	0.75 $\pm$ 0.18
		淡水泥蟹 <i>I. tansuiensis</i>	3.7 $\pm$ 1.2	0.08 $\pm$ 0.01
		迈纳新胀蟹 <i>Neosarmatium meinerti</i> de Man	1.7 $\pm$ 0.8	4.45 $\pm$ 1.70
		浓毛拟闭口蟹 <i>P. crassipilum</i>	3.7 $\pm$ 1.2	0.06 $\pm$ 0.01
		扁平拟闭口蟹 <i>P. depressum</i>	67.7 $\pm$ 7.6	4.49 $\pm$ 1.80
		方蟹 <i>Sarmatium crassum</i>	1.7 $\pm$ 0.8	17.75 $\pm$ 2.75

续表 2

断面 Site	分类群 Taxonomic group	物种 Species	栖息密度(个·m ⁻²) Abundance (ind. · m ⁻²)	生物量 Biomass (g · m ⁻²)
软体动物 Mollusca		相手蟹 <i>Sesarma</i> sp.	1.7 ± 0.8	0.06 ± 0.10
		弧边招潮蟹 <i>U. arcuata</i>	3.7 ± 1.2	30.33 ± 2.53
		豆形短眼蟹 <i>X. pinnotheroides</i>	35.7 ± 6.2	0.68 ± 0.18
		模糊新短眼蟹 <i>Neoxenophthalmus obscurus</i>	53.3 ± 9.4	12.64 ± 1.89
		短拟沼螺 <i>A. brevicnla</i>	21.3 ± 7.3	0.48 ± 0.04
		珠带拟蟹守螺 <i>C. cingulata</i>	10.7 ± 2.2	8.88 ± 3.74
		<u>红树拟蟹守螺 <i>C. rhizophorarum</i></u>	<u>9.0 ± 5.4</u>	<u>4.95 ± 1.58</u>
		黑口拟滨螺 <i>L. melanostoma</i>	1.7 ± 0.8	0.15 ± 0.05
		拟滨螺 <i>Littorinopsis</i> sp.	1.7 ± 0.8	0.06 ± 0.01
		文明樱蛤 <i>Moerella iridescens</i> (Benson)	1.7 ± 0.8	0.22 ± 0.17

互花米草拔除前和拔除后均检测到的物种用下划线标出。
Common species detected before and after removal of *S. alterniflora* are underlined.

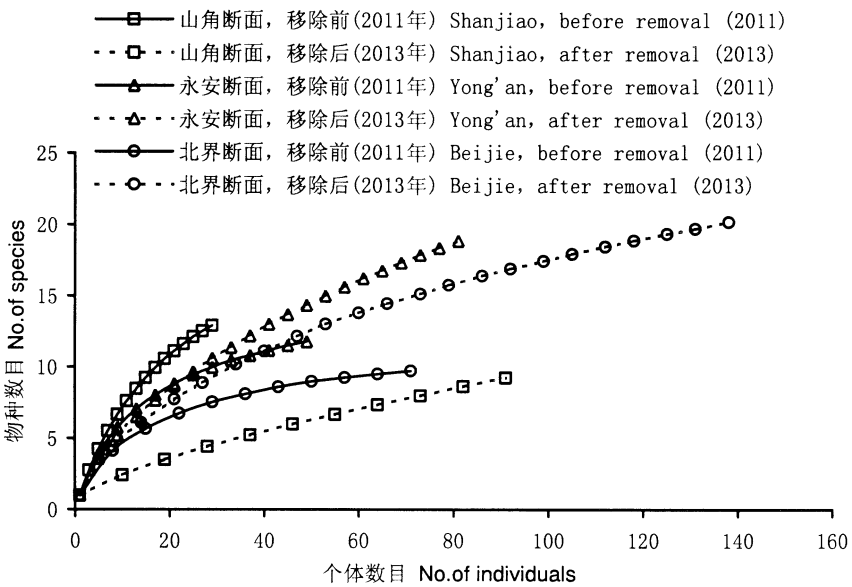


图 2 山口国家级红树林保护区内 3 个断面(山角、永安和北界)中大型底栖动物群落在互花米草拔除前(2011 年 9 月)和拔除后(2013 年 9 月)的稀疏曲线分析结果

Fig. 2 Rarefaction curves for macrobenthic communities before (September 2011) and after (September 2013) *S. alterniflora* removal in the three regions (Shanjiao, Yong'an and Beijie) of the Shankou National Mangrove Nature Reserve

3 讨论

本研究结果显示,人工拔除互花米草后红树林中大型底栖动物的物种组成变化显著。3 个断面在互花米草拔除前后只有 1~3 种共有物种,2 个差异性评估量 *Sd* 值和 *BCd* 值在 3 个区域里都大于 0.90。研究表明,在没有人为干扰的情况下,大型底栖动物群落的演替至少需要若干年的时间(Salas *et al.*, 2006; Warwick & Clarke, 1993)。但底栖动物对环境变化和人为干扰反应敏感,有研究表明,在红树林内铺设木板路会显著影响其周边底栖动物的群落结构(Kelagher *et al.*, 1998; Skilleter & Warren, 2000)。人工拔除互花米草会在极短时间内改

变大型底栖动物的栖息环境,从而导致本研究观察到的群落结构的快速演替。大型底栖动物是红树林生态系统结构及功能的重要组成部分,群落的快速演替可能会产生连锁效应,如导致食物网断裂(丧失)、改变红树林生态系统的能量循环等。这些可能的负面作用会影响到包括其栖息地及其周边红树林的生态系统,从而间接导致红树林生态系统的功能退化(Skilleter & Warren, 2000)。

目前,有关互花米草入侵对大型底栖动物群落结构的影响尚无一致结论(Neira *et al.*, 2005)。互花米草入侵光滩后会给大型底栖动物提供栖息地,从而增加其物种丰富度、栖息密度和生物量(Wang

et al., 2008);也有研究表明,互花米草的入侵会对生物群落产生负面影响,显著降低物种丰富度、栖息密度和生物量等;少数研究表明,互花米草的入侵对栖息地内的生物群落没有显著影响(Craft & Sacco, 2003)。本研究中,互花米草拔除对3个断面大型底栖动物物种丰富度的影响结果不一致:永安和北界断面的物种丰富度增大,山角断面的物种丰富度略降低。大型底栖动物群落结构是多因素共同作用的结果,3个断面的空间异质性和环境复杂性,如底栖动物群落的组成、沉积物的物理性状、底栖动物的生境类型等因素,都可能导致底栖动物对同样的干扰做出不同的响应(Hedge & Kriwoken, 2000; Neira *et al.*, 2005)。

3个断面在人工移除互花米草后,物种栖息密度和生物量均显著降低。研究表明,互花米草可以为大型底栖动物,特别是蟹类,提供较原生境更适宜的食源和栖息环境(Wang *et al.*, 2008)。拔除互花米草破坏了这种供求平衡,这可能是本文中底栖动物栖息密度和生物量降低的重要原因。由于不同的物种对于食物、栖息地等有不同的需求,关于物种栖息密度和生物量演替的机制还有待进一步研究。

综上所述,在拔除互花米草后,红树林大型底栖动物群落结构发生了显著变化。因此,为保护脆弱的红树林生态系统,在大规模治理互花米草前,必须充分考虑这些人为因素可能对红树林生态系统造成的破坏,进而制定合理有效的互花米草防控策略。

参考文献

- 杜文琴, 马丽娜, 刘建, 张秋芳, 郑雪芳. 2006. 红树林区内互花米草防除技术研究. 中国生态农业学报, 14(3): 154–156.
- 李武峥. 2008. 山口红树林保护区互花米草分布调查与评价. 南方国土资源, (7): 39–41.
- Alongi D M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental Conservation*, 29: 331–349.
- An S Q, Gu B H, Zhou C F, Wang Z S, Deng Z F, Zhi Y B, Li H L, Chen L, Yu D H and Liu Y H. 2007. *Spartina* invasion in China: implications for invasive species management and future research. *Weed Research*, 47: 183–191.
- Bray J and Curtis J. 1957. An ordination of the upland forest communities in southern Wisconsin. *Ecology Monographs*, 27: 325–349.
- Brusati E and Grosholz E D. 2006. Native and introduced ecosystem engineers produce contrasting effects on estuarine infaunal communities. *Biological Invasions*, 8: 683–695.
- Chen L Z, Wang W Q, Zhang Y H and Lin G H. 2009. Recent progresses in mangrove conservation, restoration and research in China. *Journal of Plant Ecology*, 2: 45–54.
- Coleman F C and Williams S L. 2002. Overexploiting marine ecosystem engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 40–43.
- Craft C and Sacco J. 2003. Long-term succession of benthic infauna communities on constructed *Spartina alterniflora* marshes. *Marine Ecology Progress Series*, 257: 45–58.
- Ellison A M. 2008. Managing mangroves with benthic biodiversity in mind: moving beyond roving banditry. *Journal of Sea Research*, 59: 2–15.
- Gihring T M, Green S J and Schadt C W. 2012. Massively parallel rRNA gene sequencing exacerbates the potential for biased community diversity comparisons due to variable library. *Environmental Microbiology*, 14: 285–290.
- Gotelli N J and Entsminger G L. 2006. *EcoSim: Null Models Software for Ecology. Version 7. Acquired Intelligence Inc. and Keesey-Bear. Jericho, VT05465*. <http://www.garyentsminger.com/ecosim/index.htm>.
- Hedge P and Kriwoken L K. 2000. Evidence for effects of *Spartina anglica* invasion on benthic macrofauna in Little Swanport estuary, Tasmania. *Austral Ecology*, 25: 150–159.
- Hinkle R L and Mitsch W J. 2005. Salt marsh vegetation recovery at salt hay farm wetland restoration sites on Delaware Bay. *Ecological Engineering*, 25: 240–251.
- Kathiresan K and Bingham B L. 2001. Biology of mangroves and mangrove ecosystems. *Advances in Marine Biology*, 40: 81–251.
- Kelaker B P, Chapman M G and Underwood A J. 1998. Changes in benthic assemblages near boardwalks in temperate urban mangrove forests. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 228: 291–307.
- Leung J Y S and Tam N F Y. 2013. Influence of plantation of an exotic mangrove species, *Sonneratia caseolaris* (L.) Engl., on macrobenthic infaunal community in Futian Mangrove National Nature Reserve, China. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 448: 1–9.
- Macintosh D J, Ashton E C and Havanon S. 2002. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the Ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 55: 331–345.

- Manson F J, Loneragan N R, Harch B D, Skilleter G A and Williams L. 2005. A broad-scale analysis of links between coastal fisheries production and mangrove extent; a case-study for northeastern Australia. *Fisheries Research*, 74: 69 – 85.
- Meysman F J R, Middelburg J J and Heip C H R. 2006. Bio-turbation; a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 688 – 695.
- Neira C, Grosholz E D, Levin L A and Blake R. 2006. Mechanisms generating modification of benthos following tidal flat invasion by a *Spartina* hybrid. *Ecology Application*, 16: 1391 – 1404.
- Neira C, Levin L A and Grosholz E D. 2005. Benthic macro-faunal communities of three sites in San Francisco Bay invaded by hybrid *Spartina*, with comparison to uninvaded habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 292: 111 – 126.
- Nordhaus I, Wolff M and Diele K. 2006. Litter processing and population food intake of the mangrove crab *Ucides cordatus* in a high intertidal forest in northern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 239 – 250.
- Salas F, Marcos C, Neto J M, Patricio J, Perez-Ruzafa A and Marques J C. 2006. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean and Coastal Management*, 49: 308 – 331.
- Skilleter G A and Warren S. 2000. Effects of habitat modification in mangroves on the structure of mollusk and crab assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology*, 244: 107 – 129.
- Sørensen T A. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter*, 5: 1 – 34.
- Wang J Q, Zhang X D, Nie M, Fu C Z, Chen J K and Li B. 2008. Exotic *Spartina alterniflora* provides compatible habitats for native estuarine crab *Sesarma dehaani* in the Yangtze River estuary. *Ecological Engineering*, 34: 57 – 64.
- Warwick R M and Clarke K R. 1993. Comparing the severity of disturbance; a meta-analysis of marine macrobenthic community data. *Marine Ecology Progress Series*, 92: 221 – 231.
- Wolanski E, Spagnol S, Thomas S, Moore K, Alongi D M, Trott L and Davidson A. 2000. Modelling and visualizing the fate of shrimp pond effluent in a mangrove-fringed tidal creek. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 85 – 97.

(责任编辑:杨郁霞)

