

水位调控措施治理互花米草对 大型底栖动物群落的影响

王睿照¹, 张利权^{1,2,*}

(1. 华东师范大学河口海岸国家重点实验室, 2. 城市生态化过程与生态恢复上海市重点实验室, 上海 200062)

摘要: 采用物理控制措施治理崇明东滩自然保护区外来入侵植物互花米草 (*Spartina alterniflora*) 的蔓延和扩散, 对保护该地区的生物多样性具有重要的意义。研究跟踪了崇明东滩治理互花米草示范样地内水位调控措施对大型底栖动物群落的影响。结果显示, 潮间带大型底栖动物的密度和生物量具有显著的季节性波动, 实施持续水位调控措施样地中大型底栖动物的密度、生物量和丰富度指数均显著低于同时期对照样地。破堤排水后的恢复样地中, 随着恢复时间延长, 大型底栖动物密度、生物量和丰富度指数均有不同程度的恢复。应用 DCA 排序方法有助于进一步分析大型底栖动物群落与水位调控措施强度之间的相互关系。研究结果表明, 水位调控措施会对盐沼植被中大型底栖动物的密度、生物量和多样性产生负面影响, 但这种影响在治理互花米草水位调控措施结束后可逐渐自然恢复。

关键词: 互花米草; 生物入侵; 大型底栖动物; 水位调控; 崇明东滩

文章编号: 1000-0933(2009)05-2639-07 中图分类号: Q143, Q145, Q948 文献标识码: A

Effect of managed waterlogging to control *Spartina alterniflora* on macrobenthic communities

WANG Rui-Zhao¹, ZHANG Li-Quan^{1,2,*}

1 State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research

2 Shanghai Key Laboratory of Urbanization Ecological Process and Ecological Restoration, East China Normal University, Shanghai 200062, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(5): 2639 ~ 2645.

Abstract: Physical measures to control the spreading of an invasive plant *Spartina alterniflora* are important and necessary for biodiversity conservation at the Chongming Dongtan Nature Reserve. A field survey was carried out to trace the impact of managed waterlogging on the macrobenthic communities at the demonstration site. The results showed that managed waterlogging treatments had caused significant decreases in the density, biomass and diversity of macrobenthic community. Moreover, the community structure of macrobenthos was different drastically with the control site. After 12 month waterlogging and breaking the dike, the density, biomass and diversity of macrobenthos could recover gradually as compared with the control site. The result of multivariate analysis DCA ordination revealed that differences in community structure between the recovery site and the control site reduced gradually. The results from this study indicated that the control measure of managed waterlogging could have a negative impact on the macrobenthic community under saltmarsh vegetation, while such negative effects could be recovered by natural processes after ending the waterlogging treatment.

Key Words: *Spartina alterniflora*; biological invasion; macrobenthos; managed waterlogging; Chongming Dongtan

互花米草 (*Spartina alterniflora*) 属于多年生草本植物, 原产于北美洲东海岸和墨西哥湾^[1]。该盐沼植物

基金项目: 国家重点基础研究发展规划资助项目 (2008DFB90240); 上海市科委重点科技资助项目 (08231200702)

收稿日期: 2009-01-15; 修订日期: 2009-03-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lqzhang@sklec.ecnu.edu.cn

根系发达,具有较强的抗风消浪、保滩护岸、促淤造陆的作用,被引种到世界许多地区的滨海湿地,目前已在原产地以外地区造成大面积的蔓延扩散,成为遍及世界范围的入侵植物^[2],对海滨湿地生态系统产生了严重的生态与进化后果^[3,4]。互花米草于 1995 年引种到上海崇明东滩,由于其强适应性和扩散能力,现已大面积分布于崇明东滩鸟类国家级自然保护区内,形成了大面积的单优势种群落^[5]。互花米草大面积定居和扩散,与保护区内本地种芦苇(*Phragmites australis*)和海三棱藨草(*Scirpus mariqueter*)形成了强烈竞争,对当地生态系统造成严重危害。因此,有效治理和控制外来物种互花米草对维护崇明东滩自然保护区生物多样性具有重要的意义和必要性。

针对互花米草的强入侵性和对生态系统造成的危害,国际上正在积极采取各种方法控制互花米草,如物理(机械)方法^[6]、化学方法^[7,8]和生物防治方法^[9,10]。物理控制主要采用物理或机械方法,利用人工或机械设备,进行水淹、火烧、割除、遮阴等处理,抑制互花米草的生长和繁殖。化学防治是利用化学药剂破坏植物组织和器官的完整性以及蛋白质和酶的活性,从而达到控制其生长的目的。生物防治方法利用昆虫、寄生虫、真菌和病原菌来抑制互花米草的生长、繁殖和扩散^[9]。化学控制方法主要采用化学除草剂杀灭互花米草。生物控制方法需要引入其他物种,易造成二次入侵,而且物种的引入和评价也需要时间来验证。与化学方法和生物控制方法相比,物理方法一般不会造成环境污染,对生物种类的影响也较小,因此物理控制一般是首选的方法^[11]。

刈割+水位调节集成技术是选择互花米草扬花期刈割其地上部分,同时配合一定水位的持续淹水,是一项快速有效治理互花米草的物理控制措施^[11]。然而水位调控措施改变了滩涂局部区域的潮汐规律,持续淹水会造成土壤理化性质和底栖动物栖息环境的改变,从而可能影响底栖动物群落^[12,13]。本项研究在上海崇明东滩鸟类国家级自然保护区建立的受损滩涂湿地生态修复示范样地中,跟踪研究“刈割+水位调节集成技术”控制互花米草措施对大型底栖动物群落的影响,旨在探讨水位调控措施及其强度对大型底栖动物群落结构与生物多样性可能产生的影响,从而为迅速有效控制互花米草和受损湿地修复提供理论和技术支撑,为崇明东滩湿地的生物多样性保护和管理提供科学依据。

1 研究区域概况

上海崇明东滩国家级鸟类自然保护区位于上海崇明岛东端,是全球重要的生态敏感区域,也是亚洲太平洋鸟类迁徙路线的重要组成部分,为过境迁徙鸟类停歇、补充能量提供了重要的中转驿站和越冬地。崇明东滩湿地于 1992 年列入《中国保护湿地名录》,2001 年正式列入“拉姆萨国际湿地公约”国际重要湿地名录,2005 年成为国家级自然保护区。自 1995 年引入互花米草以来,该植物逐渐在东滩定居并迅速蔓延,至 2005 年,其分布面积已占保护区内盐沼植被的 25% 以上^[5]。

崇明东滩保护区互花米草物理控制示范样地位于保护区北部实验区(N 31°35', E 121°53')互花米草分布的潮间带(图 1),其示范样地概况可参考刈割+水位调节集成技术中的介绍^[11]。2007 年 3 月,在样地(面积 25,000m²)周边修建高 1m 的土堤,从附近沟渠中抽水至围堤内,进行水位调控,水位持续保持在 30 ~ 50cm。2008 年 3 月(持续淹水 12 个月后),在样地区内再建一土堤,其中一部分样地区域(面积 17000m²)持续水位调控处理(图 1 中“W”),另外一部分样地区域(面积 8000m²)则破堤排水,恢复潮间带自然水文状况(图 1 中“WR”)。

2 材料和方法

2.1 取样

分别在 2007 年 10 月、2008 年 3 月、6 月和 10 月进

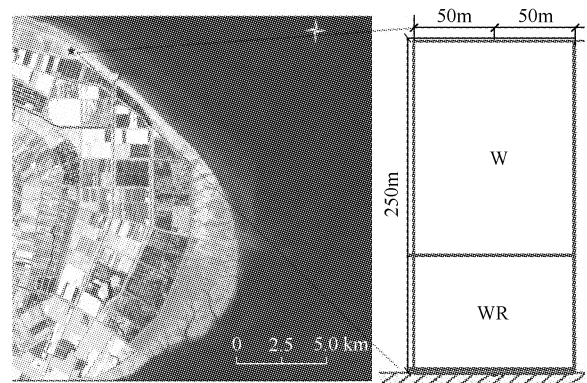


图 1 互花米草物理控制示范样地示意图

Fig. 1 Location and treatments of the demonstration plots

W 为持续水位调控样区,WR 为破堤排水样区 W denoted the continuously waterlogging site and WR the drainage recovery site after waterlogging

行 4 次大型底栖动物取样。2007 年 10 月和 2008 年 3 月,在持续水位调控处理 W 样地内随机设置 10 个取样点,同时每次在样地外对照区随机设置 5 个取样点;2008 年 6 月和 10 月,分别在 W 样地以及破堤排水 WR 样地内随机设置 10 个取样点,同时每次也在样地外对照区随机设置 5 个取样点。每次取样土方为 0.0625 m²,深度为 30 cm。土方样品用 500μm 的网筛淘洗,获取大型底栖动物样品,4% 甲醛固定,以备实验室分析。实验室内,挑选出大型底栖无脊椎动物,样品保存在 70% 的酒精中,鉴定种类,计数并个体称重。

2.2 数据分析

利用大型底栖动物的种群密度计算 Margalef 丰富度指数(d)^[14]。利用 SPSS 进行统计分析,采用单因子方差分析(One-way ANOVA)中的最小显著性差异(LSD)进行差异显著性检验。应用多元统计分析软件 PC-ORD 进行除趋势对应分析(DCA),分析水位调控措施对大型底栖动物群落结构的影响^[15,16]。

3 结果与分析

3.1 大型底栖动物的种类组成

自 2007 年 10 月至 2008 年 10 月,样地 4 次调查共采集到大型底栖动物 15 种(表 1),隶属于 3 门 4 纲。其中软体动物门腹足纲有 9 种,是优势类群,个体数占总物种个体数的 95.8%。环节动物门多毛纲有 2 种,个体数占 0.2%。甲壳动物门软甲纲 3 种,昆虫纲 1 种,个体数分别占 0.7% 和 3.3%。偶见种为中华伪露齿螺(*Pseudoringicula sinensis*)和雷伊著名团水虱(*Gnorimosphaeroma rayi*),在调查样地中出现比例均小于 2%。

表 1 样区大型底栖动物的种类组成
Table 1 Species composition of macrobenthos in demonstration plots

种名 Taxon	2007 年 10 月 Oct, 2007		2008 年 3 月 Mar, 2008		2008 年 6 月 Jun, 2008			2008 年 10 月 Oct, 2008		
	W7	CK7	W12	CK12	W15	WR3	CK15	W19	WR7	CK19
腹足纲 Gastropoda	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++
萁拟沼螺 <i>Assiminea violacea</i>	-	+	-	+	-	-	+	-	+	+
绯拟沼螺 <i>Assiminea latericea</i>	++	+	-	++	+	-	++	-	+	+
拟沼螺 <i>Assiminea</i> sp.	+++	+++	+	+++	-	+	+++	++	+++	+++
琵琶拟沼螺 <i>Assiminea lutea</i>	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-
微小螺 <i>Elachisina</i> sp.	+	-	+++	-	+	++	-	-	-	-
尖锥拟蟹守螺 <i>Cerithidea largillierti</i>	-	-	-	+	-	-	++	-	++	-
中华拟蟹守螺 <i>Cerithidea sinensis</i>	-	+	-	-	-	+	-	-	+	+
中华伪露齿螺 <i>Pseudoringicula sinensis</i>	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
鹿眼螺 <i>Rissonia</i> sp.	-	-	-	-	+++	++	-	+++	++	+
多毛纲 Polychaeta	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+
日本刺沙蚕 <i>Neanthes japonica</i>	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+
小头虫科 Capitellidae	-	+	-	-	-	-	+	-	-	+
软甲纲 Malacostraca	-	+	-	+	-	+	+	-	+	+
天津厚蟹 <i>Helice tientsinensis</i>	-	+	-	-	-	-	+	-	+	-
无齿螳臂相手蟹 <i>Chinomantes dehaani</i>	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+
雷伊著名团水虱 <i>Gnorimosphaeroma rayi</i>	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-
昆虫纲 Insecta	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-
摇蚊幼虫 <i>Chironomidae larva</i>	-	-	++	-	-	-	-	-	-	-

W7~W19 分别代表实施水位调控措施 7、12、15 和 19 个月;WR3 和 WR7 分别代表结束水位调控措施后 3 个月和 7 个月;- 表示未见该物种分布;+ 表示该物种个体数小于总个体数的 10%;++ 表示该物种个体数占总个体数的 10%~50%;+++ 表示该物种个体数大于总个体数的 50%

W7~W19 indicated 7, 12, 15 and 19 month managed waterlogging, respectively. WR3 and WR7 indicated 3 and 7 months after finishing the waterlogging treatment. -, +, ++, +++ indicated the individual numbers were 0, below 10%, between 10%—50%, above 50% of the total individual numbers, respectively

实施持续水位调控措施样地 W7 ~ W19 中,均未出现个体较大的尖锥拟蟹守螺(*Cerithidea largillierti*)、中华拟蟹守螺(*Cerithidea sinensis*)和堇拟沼螺(*Assiminea violacea*)。然而对照样地 CK7 ~ CK19 中,这 3 个物种为常见种,个体数占样品个体总数的 36% ~ 43%。水位调控样地前期 W7 ~ W12 样地中,个体较小的微小螺(*Elachisina* sp.)和拟沼螺(*Assiminea* sp.)是水位调控区的优势种,个体数占样品个体总数的 82% ~ 84%,同期对照样地 CK7 ~ CK12 中未见微小螺分布,拟沼螺占 59.4%。水位调控样地后期 W15 ~ W19 样地中,鹿眼螺(*Rissonia* sp.)成为群落的优势类群,个体数占该样品个体总数的 74% ~ 85%,同时期对照样地 CK15 ~ CK19 中鹿眼螺占 1%。摇蚊幼虫(*Chironomidae* larva)仅于 2008 年 3 月在水位调控样地 W12 中大量出现,个体数占样品个体总数的 17.8%,同时期对照样地 CK12 未见该种分布。此外,多毛纲和软甲纲在全部水位调控样地均未出现。

破堤排水后,恢复潮间带自然水文状况的 WR3 ~ WR7 样地中的大型底栖动物逐渐恢复,其中尖锥拟蟹守螺、中华拟蟹守螺和堇拟沼螺重新出现。拟沼螺和鹿眼螺成为 WR 样地中的优势种,个体数目占样品个体总数的 50.8% 和 27.2%。软甲纲中的雷伊著名团水虱和天津厚蟹(*Helice tientsinensis*)在 WR 样地中依次出现。然而,与同时期对照样地相比较,个体数目仍处于较低水平。此外,多毛纲的日本刺沙蚕(*Neanthes japonica*)和小头虫科(*Capitellidae*)在 WR3 ~ WR7 样地中未见出现。

3.2 密度和生物量

崇明东滩互花米草物理控制示范样地 4 次调查结果显示,潮间带大型底栖动物的密度和生物量具有显著的季节性波动(图 2)。大型底栖动物密度 10 月份最高,3 月份次之,6 月份最低。大型底栖动物生物量则相反,10 月份的生物量最低,3 月份次之,最高的是 6 月份。大型底栖动物 6 月份生物量主要是由个体较大的天津厚蟹、尖锥拟蟹守螺和排拟沼螺组成,而这 3 种底栖动物的密度却较低。10 月份密度较高的是拟沼螺,其个体较小所以导致群落的生物量较低。

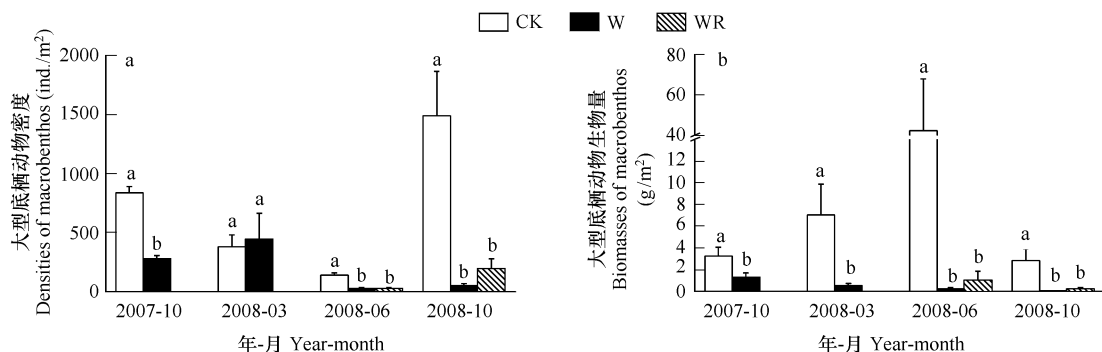


图 2 水位调控措施对大型底栖动物的密度(a)和生物量(b)的影响

Fig. 2 Effect of managed waterlogging on densities (a) and biomasses (b) of macrobenthos

图中的字母表示处理间差异显著, $p < 0.05$ Values represent mean $\pm$ S.E., and the different lowercase letters indicate the significant levels $p < 0.05$

实施持续水位调控措施样地 W7 ~ W19 中,大型底栖动物的密度和生物量均显著低于同时期对照样地($p < 0.05$),除了 W12 样地由于季节性昆虫摇蚊幼虫的大量出现使密度大于同期对照(CK12)。在持续水位调控措施后期的 W15 和 W19 样地中,大型底栖动物密度分别比同时期对照样地低 81.4% 和 96.6%;生物量分别低 99.4% 和 98.6% (图 2)。

破堤排水后恢复潮间带自然水文状况的 WR3 和 WR7 样地中,随着恢复时间延长,大型底栖动物密度和生物量均有不同程度的恢复,但是仍然显著低于对照($p < 0.05$)。其大型底栖动物密度分别比同时期对照样地低 81.7% 和 87.1%;生物量分别低 97.6% 和 92.2%。

3.3 多样性指数

示范样地调查结果显示,对照样地中大型底栖动物的 Margalef 丰富度(d)相对比较稳定,其中 6 月份较

高,10 月份次之,3 月份较低(图 3)。实施持续水位调控措施样地 W7 ~ W19 中,大型底栖动物的丰富度指数明显低于同时期对照样地(CK7 ~ CK19)。破堤排水后恢复潮间带自然水文状况的 WR 样地的 Margalef 丰富度指数逐渐增加,其中 WR7 样地高于同期的对照样地(CK19),这是在恢复过程中,大型底栖动物可能处于低密度、低生物量、高生物多样性的过渡状态。

3.4 群落结构

图 4 是样地内大型底栖动物群落结构的 DCA 排序二维图形,其第一轴的特征值为 0.529,第二轴的特征值为 0.169。大型底栖动物群落在 DCA 图上具有不同的分布范围,反映了水位调控实施强度对大型底栖动物群落产生的影响。通过 DCA 排序图分析,可以发现第一排序轴基本上反映了水位调控措施强度(实施时间)对大型底栖动物群落影响。从左到右水位调控实施强度逐渐增加,这 10 个样方的分布格局依次排列的是对照(CK7 ~ CK19)、排水恢复后期样地 WR7 和实施持续水位调控措施样地(W7 ~ W19)。破堤排水后,排水恢复样地 WR3 和 WR7 逐渐靠近对照样地。第二排序轴基本上反映了样地内大型底栖动物群落的季节变化,自下向上的方向,对照样地按 10 月份、6 月份和 3 月份的顺序依次分布,呈现出规律的季节特征。因此,应用 DCA 排序方法有助于进一步分析大型底栖动物群落与水位调控措施强度之间的相互关系。

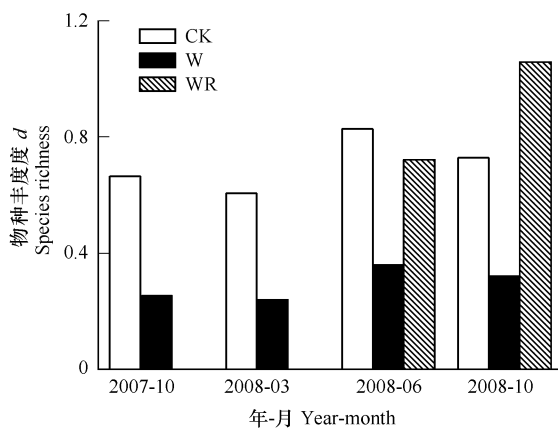


图3 水位调控措施对大型底栖动物群落 Margalef 丰富度指数(d)的影响

Fig. 3 Effect of managed waterlogging on the Margalef species richness (d) of macrobenthic community

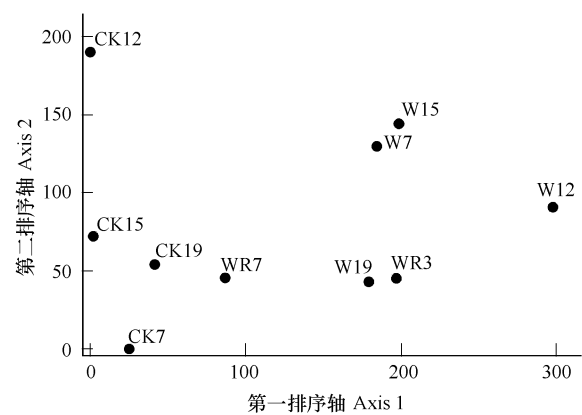


图4 大型底栖动物群落的 DCA 二维排序图

Fig. 4 Two-dimension diagram of DCA ordination for the macrobenthic communities

4 讨论

潮滩盐沼中大型底栖动物的物种组成和分布是个体物种对沉积物粒径、盐度、潮汐特征及植被类型等多种环境因子协同作用的响应。大型底栖动物的群落结构沿高潮带到低潮带的方向,随着环境梯度的逐渐变化,表现出典型的分带特征^[17,18]。崇明东滩互花米草物理控制示范样地位于东滩保护区北部互花米草分布的高潮带,其大型底栖动物群落结构主要以腹足类为优势类群。因此,对照样地中不同时期大型底栖动物群落结构与近年来在本项研究区附近互花米草群落中大型底栖动物调查结果基本一致^[19,20]。本项研究中对照样地 6 月份大型底栖动物的种类组成和丰度调查结果也与安传光等在 2006 年 6 月份对该区域开展的断面调查结果基本一致^[21]。本项研究结果同时也显示崇明东滩高潮带的大型底栖动物群落具有显著的密度和生物量季节性波动。

水位调控被证明是一种大范围治理互花米草的有效物理措施^[11]。该治理措施通过筑堤进行水位调控,致使其中的大型底栖动物生境从潮间带自然水文状况迅速转为没有潮汐作用的持续淹水环境。水位调控形成持续的淹水环境导致沉积物中氧气减少,个体较小的底栖动物因其体表面积与体积的比值较高,易于满足新陈代谢的需要,更容易适应低氧环境^[22-24]。本项研究结果也表明,在持续水位调控淹水环境条件下,只有

个体较小的种类如拟沼螺、微小螺和鹿眼螺才能生存,而腹足纲中个体较大的尖锥拟蟹守螺、中华拟蟹守螺和董拟沼螺,以及软甲纲活动能力较强的蟹类在持续淹水 7 个月后已消失。虽然长期持续淹水环境可能与该地区潮下带环境类似,但在大型底栖动物种类组成上两者仍具显著区别。该地区潮下带大型底栖动物群落生物多样性较高,主要以甲壳动物、多毛类和底层鱼类为主^[25],而水位调控长期持续淹水环境中大型底栖动物群落生物种类极少,且以腹足纲物种为主要类群。说明水位调控措施改变了高潮带生境的自然水文状况,与软泥底质潮下带环境存在明显的差异。

持续淹水环境对大型底栖动物群落的影响随水位调控实施强度(淹水时间)延长而进一步增强。环境改变可能导致少数机会种数量爆发,致使某些物种数量急剧升高^[26]。研究表明,微小螺是水位调控措施实施前期(W7 和 W12)的机会种,鹿眼螺则是水位调控措施实施后期(W15 和 W19)的机会种。大型底栖动物的丰富度指数和群落结构 DCA 排序结果也清晰地反映了,随水位调控实施强度(淹水时间)增强,样地内大型底栖动物群落的种类组成、数量和丰富度指数逐渐降低,偏离对对照样区越远。

结束水位调控措施,破堤排水恢复潮间带自然水文状况,改善了样地内沉积物中通气状况和有机物质分解,有利于底栖动物的重新定居^[12]。借助自然系统的自组织、自调控的能力,依靠生态系统自身演替规律,受损生态系统可以逐渐恢复到原来的生态系统^[27]。本项研究中破堤排水恢复潮间带自然水文状况样地内(WR3 和 WR7),个体较小的鹿眼螺数目逐渐降低,而较大个体的尖锥拟蟹守螺数量逐渐升高,其群落种类组成、数量和丰富度指数回升,逐渐回归对照样区。至于 WR7 的丰富度指数高于同期对照 CK19 的现象,虽然丰富度指数较高,但其大型底栖动物的密度和生物量仍显著低于对照样地。这是在恢复过程中,大型底栖动物可能处于低密度、低生物量、高生物多样性的过渡状态^[28],说明破堤排水恢复潮间带自然水文状况样地内大型底栖动物群落朝稳定状态发展,但是恢复到稳定群落状态仍需一定的时间。

5 结论

本研究追踪了实施刈割+水位调节集成技术治理崇明东滩自然保护区入侵植物互花米草对大型底栖动物群落的影响。结果表明,长时间应用水位调控措施改变了样地内大型底栖动物的群落结构,显著降低了大型底栖动物的密度、生物量和生物多样性。控制措施实施 12 个月后,破堤排水恢复潮间带自然水文状况,样地内大型底栖动物密度、生物量和多样性指数开始逐渐恢复。水位调控措施,尤其是长时间的持续淹水,会对盐沼植被中大型底栖动物的群落结构、密度、生物量和多样性产生负面影响,但这种影响在治理互花米草水位调控措施结束后可逐渐自然恢复。

References:

- [1] Li H P, Zhang L Q. Experimental study on physical controls of an exotic plant *Spartina alterniflora* in Shanghai. *Journal of East China Normal University (Natural Science)*, 2007, 6: 44–45.
- [2] Neira C, Levin L A, Grosholz E D. Benthic macrofaunal communities of three sites in San Francisco Bay invaded by hybrid *Spartina*, with comparison to uninvaded habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 2005, 292: 111–126.
- [3] Levin L A, Neira C, Grosholz E D. Invasive cordgrass modifies wetland trophic function. *Ecology*, 2006, 87(2): 419–432.
- [4] Daehler C C, Strong D R. Status, prediction and prevention of introduced cordgrass *Spartina* spp. invasions in Pacific estuaries, USA. *Biological Conservation*, 1996, 78: 51–58.
- [5] Huang H M, Zhang L Q, Yuan L. A study on the spatio-temporal dynamics of salt marsh vegetation for Chongming Dongtan National Nature Reserve, Shanghai. *Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27(10): 4166–4172.
- [6] Frid C L J, Chandrasekara W U, Davey P. The restoration of mud flats invaded by common cordgrass (*Spartina anglica* CE Hubbard) using mechanical disturbance and its effects on the macrobenthic fauna. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystem*, 1999, 9: 47–61.
- [7] Kilbride K M, Paveglio F L, Grue C E. Control of smooth cordgrass with Rodeo® in southwestern Washington estuary. *Wildlife Society Bulletin*, 1995, 23: 520–524.
- [8] Patten K. Smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) control with imazapyr. *Weed Technology*, 2002, 16(4): 826–832.
- [9] Grevstad F S, Strong D R, Garcia-Rossi D, et al. Biological control of *Spartina alterniflora* in Willapa Bay, Washington using the planthopper *Prokelisia marginata*, agent specificity and early results. *Biological Control*, 2003, 27: 32–42.

- [10] Wu M X, Hacker S, Ayres D, *et al.* Potential of *Prokelisia* spp. as biological control agents of English cordgrass, *Spartina anglica*. *Biological Control*, 1999, 16(3): 267—273.
- [11] Yuan L, Zhang L Q, Xiao D R, *et al.* A demonstration study using the integrated technique of cutting plus waterlogging for the control of *Spartina alterniflora*. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(11): 5723—5730.
- [12] Lu L, Wu R S S. An experimental study on recolonization and succession of marine macrobenthos in defaunated sediment. *Marine Biology*, 2000, 136: 291—302.
- [13] Portnoy J W. Salt marsh diking and restoration: biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environmental Management*, 1999, 24(1): 111—120.
- [14] Ma K P. Measurement of biodiversity. In: *Principle and methods of biodiversity studies*. Beijing: Chinese Scientific & Technological Press, 1994, 141—165.
- [15] McCune B, Mefford M J. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.0 Gleneden Beach, Oregon, USA: MjM Software Design, 1999.
- [16] Hoey G V, Degraer S, Vincx M. Macrobenthic community structure of soft-bottom sediments at the Belgian Continental Shelf. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2004, 59(4): 599—613.
- [17] Dittmann S. Zonation of benthic communities in a tropical tidal flat of north-east Australis. *Journal of Sea Research*, 2000, 43: 33—51.
- [18] Webster P J, Rowden A A, Attrill M J. Effect of shoot density on the infaunal macroinvertebrate community within a *Zostera marina* seagrass bed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1998, 47: 351—357.
- [19] Quan W M, Zhao Y L, Zhu J X, *et al.* The spatial pattern of macrozoobenthic communities in the tidal wetlands of Shanghai City. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(10): 5179—5187.
- [20] Xie Z F, He W S, Liu W L, *et al.* Influence of *spartina alterniflora* salt marsh at its different development stages on macrobenthos. *Chinese Journal of Ecology*, 2008, 27(1): 63—67.
- [21] An C G, Zhao Y L, Lin L, *et al.* The biodiversity of macrobenthos of intertidal zone on Chongming Island in summer. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(2): 577—586.
- [22] Forbes T L, Lopez G. The effect of food concentration, body size, and environmental oxygen tension on the growth of the deposit-feeding polychaete, *Capitella* species 1. *Limnology and Oceanography*, 1990, 35: 1535—1544.
- [23] Quiroga E, Quinones R, Palma M, *et al.* Biomass size-spectra of macrobenthic communities in the oxygen minimum zone off Chile. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 2005, 62: 217—231.
- [24] Chapelle G, Peck L. Polar gigantism dictated by oxygen availability. *Nature*, 1999, 399: 114—115.
- [25] Zhang F J, Tong C F, Zhang H, *et al.* Community structure of macrobenthic fauna in subtidal areas of the Yangtze River estuary in spring zoological research. *Zoological Research*, 2007, 28(1): 47—52.
- [26] Thistle D. Natural physical disturbance and communities of marine soft bottoms. *Marine Ecology Progress Series*, 1981, 6: 223—228.
- [27] Zhang Y Z, Wang X. A review of ecological restoration studies on natural wetland. *Acta Ecologica Sinica*, 2001, 21(2): 309—314.
- [28] Pearson T H, Rosenberg R. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology an Annual Review*, 1978, 16: 229—311.

参考文献:

- [1] 李贺鹏, 张利权. 外来植物互花米草的物理控制实验研究. *华东师范大学学报(自然科学版)*, 2007, 6: 44—45.
- [5] 黄华梅, 张利权, 袁琳. 崇明东滩自然保护区盐沼植被的时空动态. *生态学报*, 2007, 27(10): 4166—4172.
- [11] 袁琳, 张利权, 肖德荣, 等. 刈割与水位调节集成技术控制互花米草的示范研究. *生态学报*, 2008, 28(11): 5723—5730.
- [14] 马克平. 生物多样性的测度方法. 见: 钱迎倩, 马克平主编. *生物多样性的原理与方法*. 北京: 中国科学技术出版社, 1994, 141—165.
- [19] 全为民, 赵云龙, 朱江兴, 等. 上海市潮滩湿地大型底栖动物的空间分布格局. *生态学报*, 2008, 28(10): 5179—5187.
- [20] 谢志发, 何文珊, 刘文亮, 等. 不同发育时间的互花米草盐沼对大型底栖动物群落的影响. *生态学杂志*, 2008, 27(1): 63—67.
- [21] 安传光, 赵云龙, 林凌, 等. 崇明岛潮间带夏季大型底栖动物多样性. *生态学报*, 2008, 28(2): 577—586.
- [25] 章飞军, 童春富, 张衡, 等. 长江口潮下带春季大型底栖动物的群落结构. *动物学研究*, 2007, 28(1): 47—52.
- [27] 张永泽, 王炬. 自然湿地生态恢复研究综述. *生态学报*, 2001, 21(2): 309—314.