农田生态拦截沟中浮游甲壳动物群落结构研究

郭匿春[1], 马友华[1], 李 堃[2], 张 震[1], 何金铃[3]

(1. 安徽农业大学 资源与环境学院, 合肥 230036;
2. 安徽省环境科学研究院 安徽省污水处理技术研究重点实验室, 合肥 230036;
3. 安徽农业大学 生命科学学院, 合肥 230036)

摘要:2012年5-10月,对安徽省巢湖市烔炀镇西宋村示范基地农田生态拦截沟中的浮游甲壳动物群落结构进行了研究,共检测到浮游甲壳动物21属、27种,其中枝角类11属、13种,桡足类10属、14种。结果显示,生态拦截沟能有效降低水体中的氮磷营养盐浓度,浮游甲壳动物的优势种类也由拦截前的台湾温剑水蚤(*Thermocyclops taihokuensis*)和中华窄腹水蚤(*Limnoithona sinensis*)转变为拦截后的角突网纹溞(*Ceriodaphni cornuta*)、隆线溞(*Daphnia carinata*)和台湾温剑水蚤,生物量由拦截前的44.90 μg/L上升到拦截后的912.50 μg/L;此外,浮游甲壳动物平均体长与水体中总溶解磷对数(lgTSP)和氮磷比(TN/TP)存在显著的相关关系($P<0.05$),而浮游甲壳动物生物多样性指数(Simpson)在水生植物生物量最高的生态拦截沟中段最高。研究表明,农田生态拦截沟中的水生植被具有拦截农业氮磷营养盐面源污染和庇护浮游甲壳动物的能力。浮游甲壳动物可以通过吸收和储藏水体中的磷造成水体中生物有效利用磷含量的下降和氮磷比的上升,进而影响藻类生物量并净化水质。

关键词:农田生态拦截沟;浮游甲壳动物;群落结构

中图分类号:Q178.1 **文献标志码**:A **文章编号**:1674-3075(2013)01-0050-09

在造成湖泊水体富营养化的各种影响因素中,农业面源是湖水中氮磷负荷的重要来源(Patty et al, 1997; 殷福才和张之源, 2003)。屠清瑛等(1991)对巢湖点源和面源入湖的营养盐比重进行了对比分析,发现氮磷的面源入湖总量分别占全湖输入量的74%和68%;而造成巢湖氮磷负荷增加的重要原因是流域农田中化肥的过量且不合理施用(刘洁等,2008);此外,巢湖流域农药的大量使用也极大地影响了水生态安全和水生生物多样性(张明等, 2010)。国内外对农业面源污染而导致的水体富营养化越来越重视,大量应用了生态沟渠塘工程来拦截农田径流中的氮磷面源污染(Patty et al, 1997; 张红举和陈方,2010; 薛国红等,2011)。研究表明,生态沟渠中的大型水生植物具有拦截外源营养、吸收内源氮磷的功能,水生植物的根茎能抑制底泥中营养物的释放,而在生长后期又能较方便地去除,带走水体中过多的营养物(Eghball et al, 2000;蒋治国等, 2009)。李贵宝等(2005)在研究生态拦截白洋淀地区的农业非点源污染时发现,芦苇对磷的净化能力最强,最高可达98.1%。因此,设计和兴建以水生植被为主体的农田生态拦截沟,对于巢湖富营养化的控制和水质净化具有至关重要的作用。

浮游甲壳动物在水域生态系统食物网络和能量转换中占有不可替代的重要位置,其种类组成和数量变动是评估水域生态环境变化的重要指标之一(陈光荣等,2007);同时也是影响水体中氮磷营养盐归趋和藻类生物量的重要因素(McCarthy et al, 2006)。一般来说,浮游甲壳动物的种群密度和生物量会随水体中营养盐水平下降而下降(Jeppesen et al,2003),而浮游甲壳动物的体长会随着水体的富营养化程度上升而下降(Wang et al,2007;Deng et al,2008);同时,浮游甲壳动物生物多样性会随着水体中水生植被的恢复而上升(胡春英, 1999)。而根据化学计量学理论的预测,浮游甲壳动物群落结构对水体中不同形态营养盐的变化有明显的生态响应(Sterner & Elser, 2002; Hillebrand et al, 2009);同时,浮游甲壳动物也有因受水生植被庇护作用而导致群落结构改变与生物量和生物多样性上升(Schriver et al,1995; Basu et al,2000; 陈开宁等, 2006)。因此,通过对生态拦截沟中浮游甲壳动物群落结构的分析,不仅可以了解农田生态拦截沟对农业面源污染的拦截能力,而且可以揭示生态拦截

收稿日期:2012-12-08

基金项目:国家科技支撑计划项目-南方平原稻作区农业面源污染防控技术集成与示范(No. 2012BAD15B03)。

通讯作者:马友华,1962年生,男,博士,教授,主要从事土壤学及非点源污染与控制研究。E-mail: yhma@ahau.edu.cn

作者简介:郭匿春,1980年生,男,博士,讲师,主要从事淡水生态学研究。E-mail: guonichun@ahau.edu.cn

沟降解农业氮磷面源污染和净化水质的潜在机理。本研究就是在此基础上研究农田生态拦截沟中氮磷营养盐、浮游甲壳动物和水生植被的相互作用关系,分析生态拦截过程中,浮游甲壳动物的群落结构、生物量和平均体长与生态拦截沟的不同区段、氮磷营养盐浓度和水生植被之间的关系,探讨农田生态拦截沟在降低农业面源污染和净化水质中的潜在机理,并就如何进一步维护农田生态拦截沟中水生态系统的稳态提出建议。

1　材料与方法

1.1　研究地点

本次研究在农业部农业环境试验站所属的安徽省巢湖市烔炀镇西宋村农田生态示范基地中进行(117°40′48″E, 31°39′59″N),基地距巢湖市约 18 km,距巢湖仅 200 m,占地面积达 10 hm^2。该基地作为小麦、油菜的种植区,采取稻麦轮作的方式种植大田作物(图 1)。每年化肥的施用量为 167 kg/hm^2,主要施用种类为尿素和缓施肥。农药累计施用量为 670 mL/hm^2,主要施用种类为三唑磷、毒死蜱和枯草芽孢杆菌。

1.2　农田生态拦截沟设计

在示范基地中建成 2 条长达 263 m 的生态拦截沟,沟上口宽 1.8 m,沟底宽 1.2 m,沟深 0.6m。沟顶种植 3 种冠幅 60 cm 灌木 - 红花檵木、红叶石楠和冬青卫矛,株距 1.5 m,间隔种植,红绿相间;两侧为 50 cm 宽的黑麦草草坪。沟内两侧壁种植 2 种小型藤本植物 - 常春藤和络石,株距 30 cm,5 株间种。沟底种植茭白、石菖蒲、水芹、刺苦草等水生植物,以消减农田排放的氮磷营养物质,来控制农田生态示范基地的面源污染。分 4 段生态拦截区来拦截农业面源污染,每段生态拦截区分别种植挺水植物茭白、石菖蒲、水芹、浮叶植物菱角和沉水植物刺苦草(图 2)。每月采样 2 次,采样点分别为 D2-1、D2-2、D2-3、D3-1、D3-2、D4-2、D6 和 D7 共计 8 个采样点;其中, D6 和 D7 采样点作为生态拦截沟的进水口和出水口采样点, 其余采样点设置在不同的水生植物培植区中。

1.3　采样方法

1.3.1　*水体营养盐分析*　实验室内,总磷(TP)浓度由未过滤的水样经 $K_2S_2O_8$ + NaOH 消化成磷酸盐之后用钼锑抗比色法测定(Ebina et al, 1983)。在消化总磷的同时,总氮(TN)被消化成硝酸盐后在 220 nm 处测定吸光值,NO_3-N 通过自动化的 Korolev/Cadmium 还原法测定。氨氮(NH_4-N)用纳氏试剂分光光度法测定, 总溶解磷(TSP)用 0.45 μm 孔径的 GF/C 膜过滤后的水样经钼锑抗比色法测定。

1.3.2　*浮游甲壳动物采样*　定性水样用 13 号浮游生物网在水中作"∞"字型拖 10 min, 4% 福尔马林保存。定量水样用采水器在采水点上、下水层采集混合样,大型浮游甲壳动物(枝角类、桡足类)定量水样取 10 L,然后用 25 号生物网进行过滤,加入 4% 福尔马林保存于 50 mL 塑料方瓶中。用生物显微镜进行检测,种类鉴定方法参照蒋燮治和堵南山(1979)。

1.3.3　*浮游甲壳动物的生物多样性分析*　利用水生生物群落结构的变化来评价农田生态拦截沟在降低农业面源污染和净化水质中的作用。浮游生物多样性研究方法参照吴朝和张庆国 (2009) 的辛普森

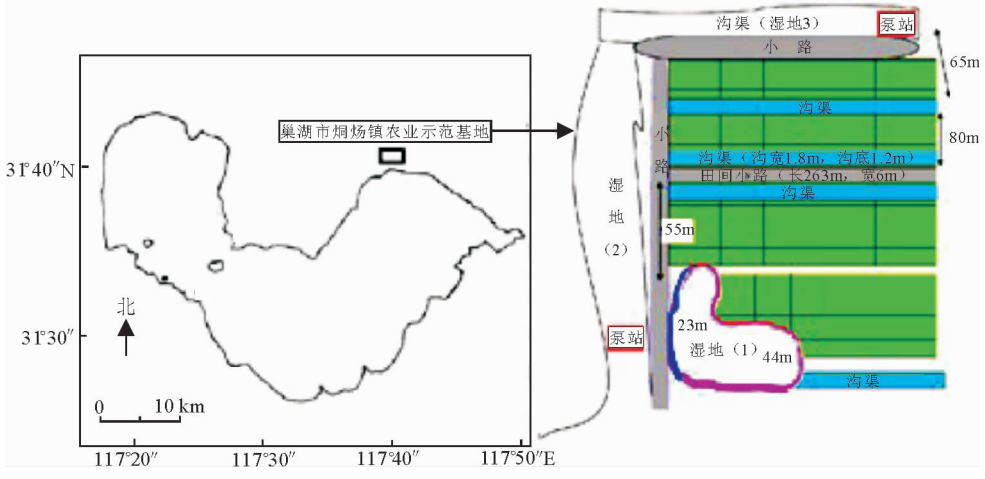


图 1　农田生态示范基地示意

Fig. 1　The location of the farm demonstration baes

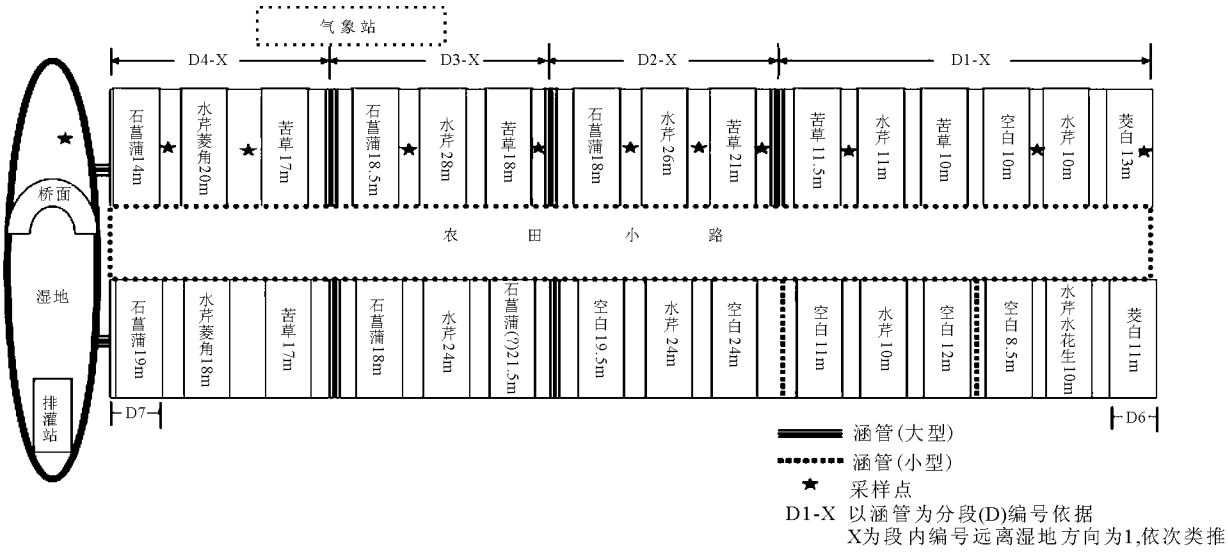


图2 农田生态示范基地植物布置和取样编号

Fig. 2 The sampling sites of the ecological interception ditch in the farm demonstration baes

多样性指数(Simpson′s diversity index):

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} P_i^2$$

式中:P_i 为属于种 i 的个体在全部个体中的比例;S 为物种数目。Simpson 指数(D)又称为优势度指数,是对多样性的反面即集中性的度量,是基于在一个无限大小的群落中随机抽取 2 个个体,它们属于同一物种的概率是多少的假设而推导出来的。Simpson 指数(D)值越大,则多样性越高。

2 结果

2.1 生态拦截沟中氮磷营养盐的消减

试验期间生态拦截沟渠中的总氮含量在 1.022 ~2.650 mg/L, 硝态氮浓度在 0.153 ~1.484 mg/L, 铵态氮在 0.052 ~0.936 mg/L, 总磷浓度在 0.048 ~0.309 mg/L, 总溶解磷浓度在 0.004 ~0.148 mg/L; 其中, 进水口 D6 总氮含量为 1.615 mg/L, 出水口 D7 总氮含量为 1.392 mg/L, 消减率为 13.79%。进水口 D6 总磷含量为 0.155 mg/L, 出水口 D7 总磷含量为 0.137 mg/L, 消减率为 11.43%。进水口 D6 硝态氮含量为 0.836 mg/L,出水口 D7 硝态氮含量为 1.392 mg/L, 消减率为 17.95%。进水口 D6 铵态氮含量为 0.197 mg/L, 出水口 D7 铵态氮含量为0.217 mg/L, 铵态氮含量略有上升。进水口 D6 总溶解磷含量为 0.083 mg/L, 出水口 D7 总溶解磷含量为 0.042 mg/L,消减率为 49.71%。进水口氮磷比值 11.22,出口处氮磷比为 12.84,生态拦截后水体的氮磷比上升了 14.46%(图 3)。

2.2 浮游甲壳动物群落结构分析

农田生态拦截沟共检测到浮游甲壳动物 21 属、27 种;其中,以桡足类为主,共计 10 属、14 种,占种类组成的 51.85%;枝角类 11 属、13 种,占 48.15%(表 1)。水体中的枝角类优势种主要有微型裸腹溞(*Moina micrura*)、角突网纹溞(*Ceriodaphni cornuta*)和矩形尖额溞(*Alona rectangula*),桡足类优势种主要有台湾温剑水蚤(*Thermocyclops taihokuensis*)、中华窄腹水蚤(*Limnoithona sinensis*)、绿色近邻水蚤(*Tropocyclops prasinus*)和汤匙华哲水蚤(*Sinocalanus dorrii*)。各站点中台湾温剑水蚤均占优势地位,其中进水口 D6 以台湾温剑水蚤和中华窄腹水蚤占优势地位,分别占总量的45%和27%,而出水口 D7 以角突网纹溞、隆线溞(*Daphnia carinata*)和台湾温剑水蚤占优势地位,分别占总量的45%、16%和22%。经生态拦截后,溞属种类(包括隆线溞和透明溞)也从占总量的0%上升到占总量的22%(图4)。

2.3 浮游甲壳动物种群密度和生物量

浮游甲壳动物总密度为71.05 个/L;其中,枝角类为 11.02 个/L,桡足类为 60.02 个/L。总生物量为 259.30 μg/L; 其中, 枝角类生物量为 152.00 μg/L,桡足类为 143.30 μg/L。浮游甲壳动物平均生物量由拦截前的 44.90 mg/L 上升到拦截后的 912.50 mg/L;其中, 进水口 D6 枝角类平均生物量为 4.30 mg/L,桡足类为 40.60 mg/L。出水口 D7 枝角类平均生物量为 617.36 mg/L,桡足类为 295.14 mg/L。枝角类生物量从占总量的 9.60% 上升到 67.70%(图 5)。月均浮游甲壳动物总密度和

生物量均以 9 月最高，分别为 152.59 个/L 和 730.96 μg/L(图 6)。浮游甲壳动物平均体长 0.16 ~0.58 mm，进水口 D6 为 0.20 mm,出水口 D7 为 0.35 mm,生态拦截后平均体长增长了 75%。

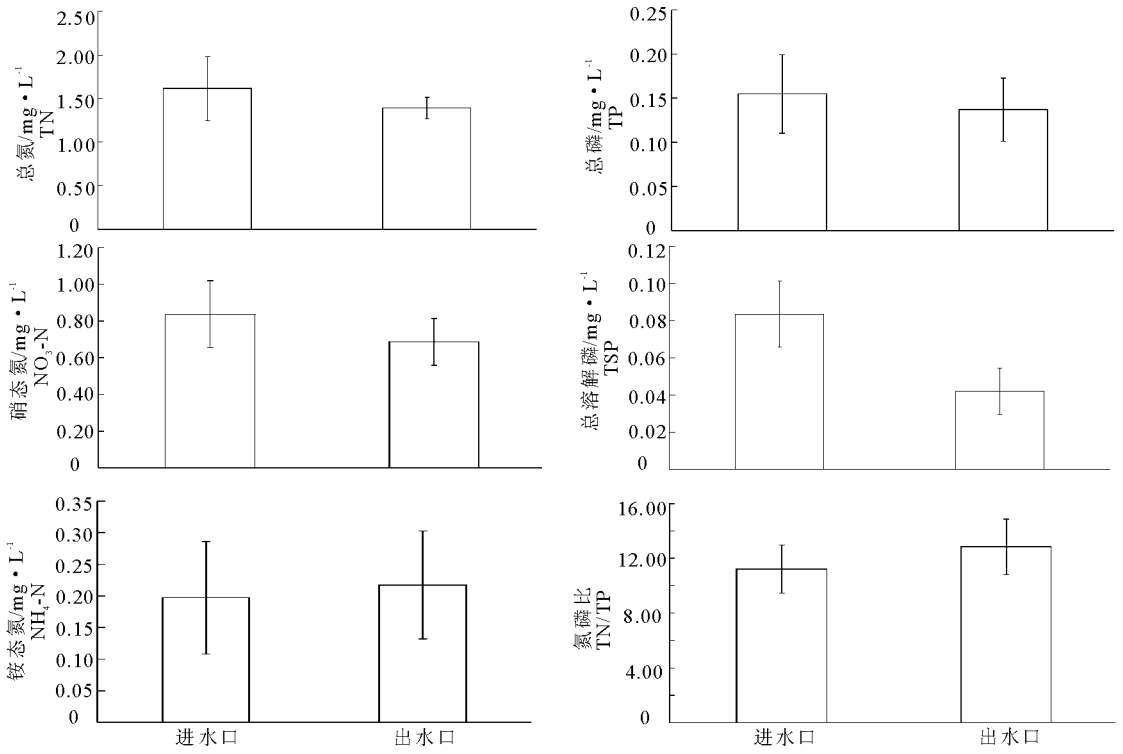


图 3　农田生态拦截沟中的氮磷营养盐消减

Fig. 3　The comparison of nutrients in the water inlet and the water outlet of the ecological interception ditch

表 1　浮游甲壳动物的月变化、出现频率(*F*)及比例(*D*)

Tab. 1　Crustacean zooplankton structure in different months、frequency of occurrence (*F*) and percentage as a dominant (*D*)

种　　类	5 月	6 月	7 月	8 月	9 月	10 月	*F*/%	*D*/%
甲壳纲 Crustace								
节肢动物门 Arthropoda								
枝角类 Cladocera								
角突网纹溞 *Ceriodaphnia cornuta*	+	+			+		4	5.98
柯氏象鼻溞 *Bosmina coregoni*	+						8	1.01
微型裸腹溞 *Moina micrura*	+	+	+	+	+		27	7.93
卵型盘肠溞 *Chydorus ovalis*	+		+	+	+	+	20	2.07
短尾秀体溞 *Diaphanosoma brachyurum*	+		+				9	0.59
隆线溞 *Daphnia carinata*	+	+	+	+			1	0.90
透明溞 *Daphnia hyalina*	+		+				5	0.84
蚤状溞 *Daphnia pulex*	+		+				6	0.24
透明薄皮溞 *Leptodora kindtii*	+	+					2	0.03
矩形尖额溞 *Alona rectangula*	+	+	+	+	+	+	23	6.93
平突船卵溞 *Scapholeberis mucronata*	+			+	+	+	13	3.46
老年低额蚤 *Simocephalus vetulus*					+	+	14	4.69
底栖泥溞 *Ilycryptus sordidus*			+				2	1.24
桡足类 Copepod								
中华窄腹水蚤 *Limnoithona sinensis*	+	+	+	+	+	+	55	12.38
汤匙华哲水蚤 *Sinocalanus dorrii*	+	+	+	+	+	+	57	5.10
右突新镖水蚤 *Neodiaptomus Schmackeri*	+	+					8	0.12
特异荡镖水蚤 *Neutrodiaptomus incongruens*		+					4	0.06
球状许水蚤 *Schmackeria forbesi*	+	+	+	+	+	+	22	4.10
指状许水蚤 *Schmackeria inopinus*			+	+	+	+	14	2.10

续表1

种　　类	5月	6月	7月	8月	9月	10月	*F*/%	*D*/%
近邻剑水蚤 *Cyclops vicinus*				+	+		4	1.20
台湾温剑水蚤 *Thermocyclops taihokuensis*	+	+	+	+	+	+	92	26.09
绿色近邻水蚤 *Tropocyclops prasinus*	+				+		10	9.19
锯缘真剑水蚤 *Eucyclops serrulatus*	+						2	0.40
中剑水蚤 *Mesocyclops* spp.			+	+			2	0.06
广布中剑水蚤 *Mesocyclops leuckarti*			+	+	+	+	11	2.63
爪哇剑水蚤 *M. javanus*		+	+				2	0.03
美丽猛水蚤 *Nitocra* spp.			+				4	0.63
合　　计/种	18	12	17	13	14	10		

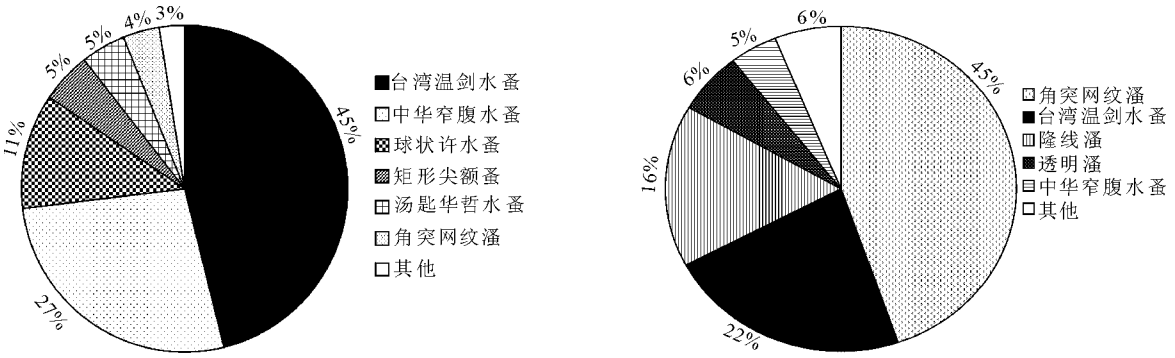


图4　生态拦截沟进水口(A)和出水口(B)浮游甲壳动物群落结构对比

Fig. 4　The comparison of crustacean zooplankton community in the water inlet (A) and the water outlet (B) of the ecological interception ditch

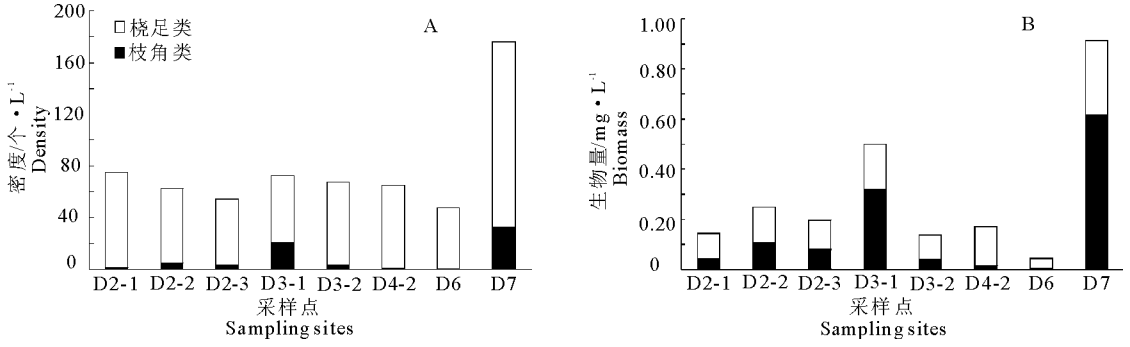


图5　浮游甲壳动物(枝角类和桡足类)的密度(A)与生物量(B)

Fig. 5　Spatial distribution of crustacean zooplankton (Cladocera and Copepod) density (A) and biomass (B)

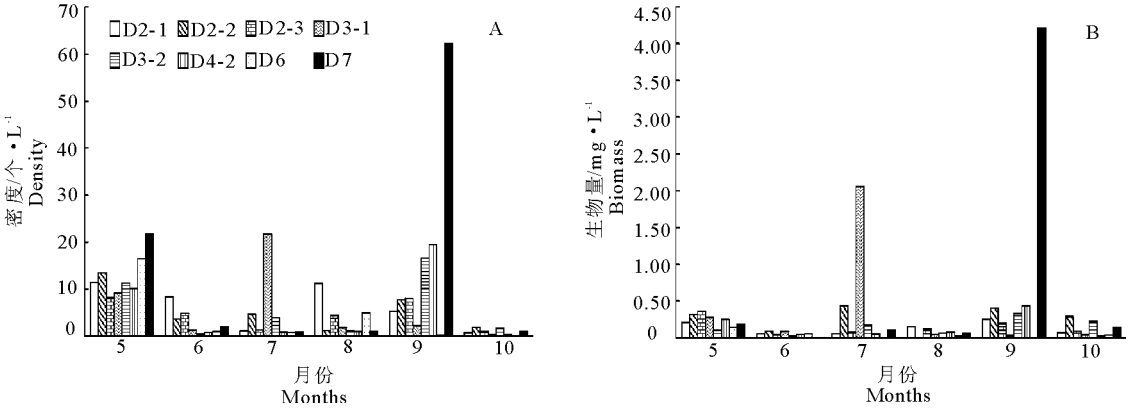


图6　不同月份浮游甲壳动物的密度(A)与生物量(B)

Fig. 6　Temporal distribution of crustacean zooplankton density (A) and biomass (B)

2.4　甲壳动物与氮磷营养盐和水生植物的关系

生态拦截沟中浮游甲壳动物的生物量与水体中氮磷营养盐没有显著的相关关系。只有生态拦截沟中浮游甲壳动物平均体长与总溶解磷对数(lgTSP)呈显著的负相关关系($n=32$, $r=-0.40$, $P<0.05$)。浮游甲壳动物平均体长与水体中的氮磷比(TN/TP)呈显著的正相关关系($n=32$, $r=0.45$, $P<0.05$)(图 7)。而浮游甲壳动物在生态拦截沟中不同水生植物种植区中的生物量和平均体长有显著的差异($P<0.05$)。浮游甲壳动物在不同水生植物种植区中的生物量和平均体长分别为:苦草 -312.70 μg/L、0.38 mm;水芹 -193.46 μg/L、0.35 mm;石昌蒲 -160.64 μg/L、0.31 mm;茭白 -44.91 μg/L、0.20 mm。

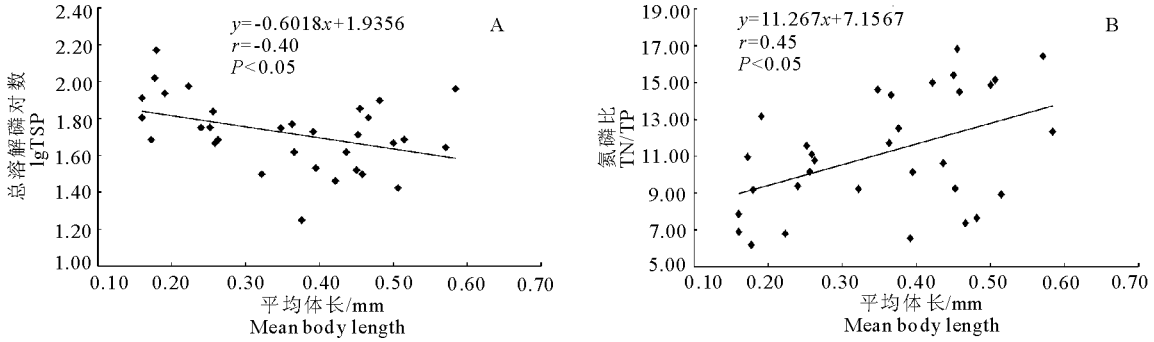


图 7　浮游甲壳动物平均体长与总溶解磷对数(A)及氮磷比(B)之间的关系

Fig. 7　The relationship between lgTSP (A) and TN/TP (B) with the mean body length of crustacean zooplankton

2.5　浮游甲壳动物生物多样性变化

从浮游甲壳动物的生物多样性来看,农田生态拦截沟中浮游甲壳动物的辛普森多样性指数平均值为 0.6225;其中,上游进水口为 0.6974,下游出水口为 0.6565,生态拦截前后的 Simpson 指数相差不大,最高值出现在农田生态拦截沟中水生植物生物量最高的中段 D3-2 处(0.7581)(图 8)。浮游甲壳动物的生物多样性与水体中的氮磷营养盐浓度、水生植物的种类关系不大,而只与水生植物的生物量有关。如茭白、苦草、水芹和石菖蒲种植区中浮游甲壳动物的 Simpson 指数分别为 0.6974、0.5704、0.7007 和 0.5944。

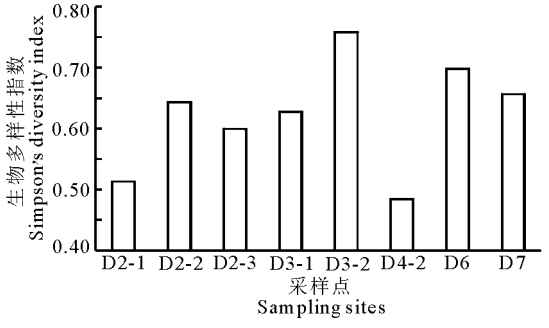


图 8　浮游甲壳动物生物多样性指数

Fig. 8　The Simpson's diversity index of crustacean zooplankton

3　讨论

3.1　氮磷营养盐与甲壳动物群落结构的变化

生态拦截沟中水生植物具有一定的氮磷营养盐拦截能力。经 263 m 长的生态拦截沟拦截后,水体中总氮、硝态氮、总磷和总溶解磷(TSP)浓度均有不同程度的下降,而氨态氮的浓度则有轻微的上升。氨态氮浓度的上升可能与其中生物的活动有关(Wu et al,2006);其中,又以总溶解磷的消减幅度最大,水体中的氮磷比(TN/TP)也有所上升。总溶解磷浓度的下降会造成浮游植物生长可利用性磷含量的下降,影响浮游植物生长,进而达到抑制浮游植物生长的效果(Jeppesen et al,1997;秦伯强和朱广伟,2005;谢平,2005);而水体中氮磷比的上升,导致蓝藻生物量和蓝藻在整个浮游植物群落中占有比重的下降(Smith, 1983;Wu et al,2006);研究表明,生态拦截后水体中氮磷营养盐的变化对于水体中的藻类控制和水质净化均有积极的作用。农业面源污水经生态拦截后,水体中的浮游甲壳动物群落结构发生了显著变化,主要表现在枝角类的角突网纹溞取代了桡足类的台湾温剑水蚤成为水体中的优势种类;此外,水质指示种的 *Daphnia* 溞属种类(隆线溞和透明溞)比重的上升也表明水体质量得到了改善(陈光荣等,2007);同时,水体中浮游甲壳动物的密度和生物量在生态拦截后显著上升,水体中溞属种类可能由其对浮游植物强的摄食效率而提高了水体中的牧食率,进而控制浮游植物生物量(Benndorf et al,2002; Wang et al,2007)。

3.2　水生植物对甲壳动物生物多样性的影响

浮游甲壳动物的生物量和平均体长在生态拦截

沟中不同水生植物种植区的大小表现为：苦草 > 水芹 > 石昌蒲 > 茭白，这一结果说明沉水植物苦草具有比挺水植物水芹、石昌蒲和茭白更强的庇护浮游甲壳动物群落的能力。沉水植物苦草的种植不仅提高了水体中浮游甲壳动物的生物量，而且造成了大型浮游甲壳动物 *Daphnia* 溞属种群在整个浮游甲壳动物群落中的比重和浮游甲壳动物平均体长的上升，这一结果与前人的研究结论相同（Venugopal & Winfield, 1993）。浮游甲壳动物生物多样性指数在生态拦截沟中段水生植物生物量最高处达到最大，表明浮游甲壳动物生物多样性与水生植物生物量有关，而与具体的水生植物种类无关（胡春英, 1999）。生态拦截沟进水口与出水口的浮游甲壳动物生物多样性指数相似，也说明生态拦截沟保护浮游甲壳动物生物多样性的能力取决于生态拦截沟中段水生植物的生物量，而与拦截沟中其它区段的水生植物种类以及氮磷营养盐等无关（陈光荣等，2007；吴朝和张庆国，2009）。

3.3 甲壳动物平均体长与营养盐化学计量学分析

化学计量学的研究发现，浮游甲壳动物的平均体长与水体中总溶解磷对数（lgTSP）成反比，说明大型浮游甲壳动物 *Daphnia* 具有吸收和富集水体中生物有效利用磷的能力。生态拦截后，水体中 *Daphnia* 的成体体型变大，生物量以及在浮游甲壳动物群落中占有的比重也在上升（Hassett et al, 1997），而水体中 TSP 的浓度却下降了，*Daphnia* 对磷的吸收和磷在 *Daphnia* 体内的沉积是造成水体中 TSP 浓度下降的重要原因（Reinertsen et al, 1989；Elser & Urabe, 1999）；另外，浮游甲壳动物的平均体长与水体中 TN/TP 成正比，也说明水体中 TN/TP 会随着浮游甲壳动物中体型较大的 *Daphnia* 出现而上升。根据 Smith（1983）的理论，这种 TSP 浓度的下降和 TN/TP 的上升对降低水体中的蓝藻生物量和蓝藻在整个浮游植物群落中占有的比重是非常有利的。研究表明，不同的浮游甲壳动物种间元素组成比例存在较大差异，而大型浮游甲壳动物 *Daphnia* 为维持其正常的生长，理论上会从水体中吸收磷来维持其体内的营养元素比例（McCarthy et al, 2006），由此造成的水体中生物有效利用磷含量下降和氮磷比上升，削弱了营养盐对浮游植物的上行作用，进而达到影响藻类生长和净化水质的效果（Hessen et al, 2005；Hillebrand et al, 2009；McCarthy & Irvine, 2010）。

综上所述，农田生态拦截沟中的水生植被不仅具有与水体中的浮游植物直接竞争氮磷营养盐，还可以通过对浮游甲壳动物的庇护作用造成其群落结构的改变和生物量的上升，增强其对浮游植物的摄食能力；同时，浮游甲壳动物对水体中磷的吸收和储藏作用又会造成水体中生物有效利用磷含量的下降和氮磷比的上升，进而达到藻类控制和水质净化的目的。农田生态拦截沟中的一些地理气候因素可能对本试验造成影响，如生态拦截沟中水的流向、流量和流速等（蒋治国等，2009；薛国红等，2011）；另外，农药的施用对浮游甲壳动物群落结构造成的影响、水体中浮游植物的群落结构变化和具体的浮游甲壳动物对藻类直接摄食作用以及纳磷控藻作用均需要进一步的研究。

志谢：安徽省巢湖市农业生态环保站的周世春、徐宏军等同志和安徽农业大学资源与环境学院的李丹、黄开胜、尹成杰等同学协助了部分野外采样工作，在此一并表示感谢！

参考文献

陈光荣，刘正文，钟萍，等. 2007. 热带城市湖泊生态恢复中水生植被、浮游动物和鱼类的关系研究[J]. 生态环境，16(1)：1－7.

陈开宁，包先明，史龙新，等. 2006. 太湖五里湖生态重建示范工程－大型围隔试验[J]. 湖泊科学，18(2)：139－149.

胡春英. 1999. 不同湖泊演替过程中浮游动物数量及多样性的研究[J]. 水生生物学报，23(3)：217－226.

蒋燮治，堵南山. 1979. 中国动物志·节肢动物门·甲壳纲·淡水枝角类[M]. 北京：科学出版社.

蒋治国，堵燕钰，王博超，等. 2009. 氮磷流失生态拦截工程的绩效评价试验[J]. 农业环境与发展，(6)：47－48，64.

李贵宝，李建国，毛战坡，等. 2005. 白洋淀非点源污染的生态工程技术控制研究[J]. 南水北调与水利科技，3(1)：41－43，56.

刘洁，马友华，石润圭，等. 2008. 巢湖流域农业面源污染现状分析及防治对策思考[J]. 农业环境与发展，25(6)：13－16.

秦伯强，朱广伟. 2005. 长江中下游地区湖泊水和沉积物中营养盐的赋存、循坏及其交换特征[J]. 中国科学－地球科学，32(2)：1－10.

屠清瑛. 1991. 巢湖富营养化的研究[M]. 合肥：中国科学技术大学出版社：82－114.

吴朝，张庆国. 2009. 淡水浮游生物多样性及数量分析方法研究进展[J]. 安徽农学通报，15(12)：41－42.

谢平. 2005. 浅水湖泊内源磷负荷季节变化的生物驱动机制[J]. 中国科学 - 地球科学,32(2):11 - 23.

薛国红,高建峰,褚培春,等. 2011. 生态拦截沟渠建设的几点体会[J]. 上海农业科技,(1):76,79.

殷福才,张之源. 2003. 巢湖富营养化研究进展[J]. 湖泊科学,15(4):377 - 384.

张红举,陈方. 2010. 太湖流域面源污染现状及控制途径水资源保护[J]. 水资源保护, 26(3):87 - 90.

张明,花日茂,李学德,等. 2010. 巢湖表层水体中有机氯农药的分布及其组成[J]. 应用生态学报,21(1): 209 - 214.

Basu BK, Kalff J, Pinel-alloul B. 2000. The influence of macrophyte beds on plankton communities and their export from fluvial lakes in the St. Lawrence River[J]. Freshwater Biology, 45: 373 - 382.

Benndorf J, Böing W, Koop J, et al. 2002. Top-down control of phytoplankton: the role of time scale, lake depth and trophic state[J]. Freshwater Biology, 47: 2282 - 2295.

Deng DG, Xie P, Zhou Q, et al. 2008. Field and experimental studies on the combined impacts of cyanobacterial blooms and small algae on crustacean zooplankton in a large, eutrophic, subtropical, Chinese lake[J]. Limnology,9:1 - 11.

Ebina J, Tsutsui T, Shirai T. 1983. Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in water using peroxodisulfate oxidation[J]. Water Research, 17: 1721 - 1726.

Eghball B, Gilley JE, Kramer LA, et al. 2000. Narrow grass hedge effects on phosphorus and nitrogen in runoff following manure and fertilizer application[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 55:172 - 176.

Elser JJ, Urabe J. 1999. The stoichiometry of comsumer-driven nutrient recycling: theory, observations, and consequences[J]. Ecology, 80: 735 - 751.

Hassett RP, Cardinale B, Stabler LB, et al. 1997. Ecological stoichiometry of N and P in pelagic ecosystems: comparison of lakes and oceans and emphasis on the zooplankton-phytoplankton interaction[J]. Limnology and Oceanography, 42: 648 - 662.

Hessen DO, Van Donk E, Gulati R. 2005. Seasonal seston stoichiometry: effects on zooplankton in cyanobacteria-dominated lakes[J]. Journal of Plankton Research, 27 (5): 449 - 460.

Hillebrand H, Borer ET, Bracken MES. 2009. Herbivore metabolism and stoichiometry each constrain herbivory at different organizational scales across ecosystems[J]. Ecology Letters, 12 (6): 516 - 527.

Jeppesen E, Jensen JP, Sondergaard M, et al. 1997. Top-down control in freshwater lakes: the role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth[J]. Hydrobiologia, 342/343: 151 - 164.

Jeppesen E, Jensen JP, Jensen C, et al. 2003. The Impact of Nutrient State and Lake Depth on Top-down Control in the Pelagic Zone of Lakes: A Study of 466 Lakes from the Temperate Zone to the Arctic[J]. Ecosystems, 6(4): 313 - 325.

McCarthy V, Donohue I, Irvine K. 2006. Field evidence for stoichiometry relationships between zooplankton and N and P availability in a shallow calcareous lake[J]. Freshwater Biology, 51(9): 1589 - 1604.

McCarthy V, Irvine K. 2010. A test of stoichiometry across six Irish lakes of low-moderate nutrient status and contrasting hardness[J]. Journal of Plankton Research, 32(1): 15 - 29.

Patty L, Real B, Gril JJ. 1997. The use of ecological interception ditchs to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water[J]. Journal of Pesticide Science, 49: 243 - 251.

Reinertsen H, Jensen A, Koksvik JI, et al. 1989. Effect of fish removal from a eutrophic, limnetic ecosystem[J]. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 47(1): 166 - 173.

Schriver P, Bogestrand J, Jeppesene E, et al. 1995. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-phytoplankton interactions:large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake[J]. Freshwater Biology, 33:255 - 270.

Smith VH. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton[J]. Science, 221: 669 - 671.

Sterner, RW. Elser JJ. 2002. Ecological Stoichiometry: The Biology of Elements from Molecules to the Biosphere[M]. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

Venugopal M,Winfield IJ. 1993. The distribution of juvenile fishes in a hypereutrophic pond:can macrophytes potentially offer a refuge for zooplankton? [J] Journal Freshwater Ecology, 8:389 - 396.

Wang SB, Xie P, Wu SK, et al. 2007. Crustacean zooplankton size structure in aquaculture lakes: is larger size structure always associated with higher grazing pressure? [J] Hydrobiologia, 575: 203 - 209.

Wu SK, Xie P, Wang SB, et al. 2006. Changes in the patterns of inorganic nitrogen and TN/TP ratio and the associated mechanism of biological regulation in the shallow lakes of the middle and lower reaches of the Yangtze River[J]. Science in China: Series D Earth Sciences, 49(1): 126 - 134.

(责任编辑　万月华)

Study on Crustacean Zooplankton Community in the Ecological Interception Ditch

GUO Ni-chun[1], MA You-hua[1], LI Kun[2], ZHANG Zhen[1], HE Jing-ling[3]

(1. Resources and Environment College, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, P. R. China;
2. Provincial Key Laboratory of Research on Wastewater Treatment Technology, Anhui Academy of Environmental Science Research, Hefei 230036, P. R. China;
3. School of Life Siences, Anhui Agricultural University, Hefei 230036, P. R. China)

Abstract: The crustacean zooplankton community in the ecological interception ditch of the farm demonstration base approach to the Eastern Chaohu lake were analyzed from May 2012 to October 2012. About 27 species of Crustacea were identified, of which Cladocera were represented by 13 taxa (11 genera), and Copepoda by 14 taxa (10 genera). The concentrations of nitrogen and phosphorus in the ecological interception ditch decreased significantly. The dominant species of crustacean zooplankton in the water inlet of the ecological interception ditch were *Thermocyclops taihokuensis* and *Limnoithona sinensis*, while the dominant species of crustacean zooplankton in the water outlet were *Ceriodaphni cornuta*、*Daphnia carinata* and *Thermocyclops taihokuensis*. The biomass of crustacean zooplankton also increased from 44.90 μg/L to 912.50 μg/L. There is a significant relationship between the mean body length of crustacean zooplankton and lgTSP、TN/TP. And the Simpson's diversity index of crustacean zooplankton in the middle of the ecological interception ditch was the highest. Our results suggested macrophytes in ecological interception had an ability to exploit N, P and offer a refuge to crustacean zooplankton. A mounts of crustacean zooplankton would reduce the concentration of TSP and promote the TN/TP by absorb and store the loading of P, and resulted in the control of algae and the clean-up of water quality.

Key words: ecological interception ditch; crustacean zooplankton; community