永定河水系人工湿地系统中的生物多样性与水质变化

刘 操[1,3], 杜桂森[2,*], 黄炳彬[3], 孟庆义[3], 李慧敏[2], 王子健[1], 宋 福[4]

(1. 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 2. 首都师范大学生命科学学院, 北京 100037;
3. 北京市水利科学研究所, 北京 100044; 4. 中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要: 对永定河水系官厅水库黑土洼人工湿地系统的生物多样性、水质变化及其相关性进行了研究。在该系统中共检出浮游藻类 8 门、94 种, 平均密度为 980.93 $\times 10^4$ cells / L, 与 TP 呈线性正相关。群落中绿藻 (Chlorophyta) 占 36.8%, 硅藻 (Bacillariophyta) 占 31.0%, 蓝藻 (Cyanophyta) 占 23.4%。密度去除率为 72.7%; 水生维管束植物有 7 科、13 种, 分别构成不同的挺水或沉水植物群落; 浮游动物群落由原生动物 (Protozoa)、轮虫类 (Rotifera)、枝角类 (Cladocera)、桡足类 (Copepoda) 构成, 共检出 70 种。平均密度为 4883 ind. / L。以原生动物和轮虫为主, 呈现出小型化、物种多样性低的特点。密度去除率为 81.9%, 与浮游藻类呈二次曲线相关; 底栖动物群落由寡毛类 (Olisochaeta)、水生昆虫 (Uniramia)、甲壳类 (Crustacea) 和软体动物 (Mollusca) 构成, 共检出 15 种。平均密度为 5670 ind. / m^2 (水生昆虫占 62.3%), 密度去除率为 92.4%。黑土洼湿地系统通过物理、化学和生物的协同作用, 对永定河水中的污染物有显著的净化作用, 主要表现为对 COD_{Mn}、BOD_5、TN、NH_4-N、NO_3-N、TP、PO_4-P 和 SS 的去除率为 52.9% ~ 99.1%。TP 与 BOD_5 呈线性正相关。

关键词: 人工湿地系统; 浮游植物; 水生维管束植物; 浮游和底栖动物; 净化效率

文章编号: 1000-0933 (2007) 09-3670-08 **中图分类号**: Q16; Q178; X176 **文献标识码**: A

Biodiversity and water quality variations in constyucted wetlands of Yongding River system

LIU Cao[1,3], DU Gui-Sen[2,*], HUANG Bing-Bin[3], MENG Qing-Yi[3], LI Hui-Min[2], WANG Zi-Jian[1], SONG Fu[4]

1 *Research Center of Eco-Environment, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100085, *China*

2 *College of Life Science, Capital Normal Uniersity, Beijing* 100037, *China*

3 *Beijing Hydraulic Research Institute, Beijing* 100044, *China*

4 *Chinese Academy of Environmental Sciences, Beijing* 100012, *China*

***Acta Ecologica Sinica*, 2007, 27 (9): 3670 ~ 3677.**

Abstract: This research was carried on in Hei Tu Wa of Guan-Ting Reservoir in Yongding River upstream From 2004 to 2005. The phytoplankon communit was composed of 8 divisions (94 species, including genus and varieties) and the average cell density was 980.93 $\times 10^4$ cells per liter. The dominant divisions were Chlorophyta (36.8%), Bacillariophyta (31.0%) and Cyanophyta (23.4%). The removal efficiency of phytoplankton density was 72.7%. There was a positive linear correlation between phytoplankon density and total phosphorous. Here, 7 families (13 species) of aquatic vasular plants were found and constituted emerging and submersed macrophyte communities. In the wetland system, the zooplankton community consisted of Protozoa, Rotifera, Cladocera and Copepoda (70 species). Their average density was 4883

基金项目: 北京市重大科技项目资助 (H020620300230)

收稿日期: 2006-08-09; **修订日期**: 2007-07-02

作者简介: 刘操 (977 ~), 男, 吉林人, 硕士生. 主要从事水质与水环境研究. E-mail: liucao01@126.com

* **通讯作者** Corresponding author. E-mail: duguisen@126.com

Foundation item: The project was financially supported by major item of science and technology in Beijing (No. H020620300230)

Received date: 2006-08-09; **Accepted date**: 2007-07-02

Biography: LIU Cao, Master, mainly engaged in water environmeng and water quality. E-mail: liucao01@126.com

individual per liter. Protozoan and Rotifera were the dominant groups and the removal efficiency of their density was 81.9 %. The correlation between zooplankton and phytoplankton presented quadratic curve. Also, the zoobenthos community contained Olisochaeta, Uniramia, Crustacea and Mollusca (5 species). Their average density was 5670 individual per m^2 (62.3% was Uniramia) and the removal efficiency of their density was 92.4 %. The constructed wetland system reduced COD_{Mn}, BOD_5, TN, NH_3-N, NO_3-N, TP, PO_4-P and SS in the water of Yong Ding River at 52.9%—99.1%.

Key Words: constructed wetland; phytoplankton; aquatic vascular plants; zooplankton and zoobenthos; purification efficiency

20 世纪中叶以来,世界上水污染和富营养化加剧,严重地影响人类健康,制约经济发展。人们在努力控制污染源的同时,也在积极探索有效的治理途径。自然与人工湿地用于被污染水体的生态修复,具有低投资、低耗能、便于维护、净化效果明显的独特优势。自前西德 1974 年建立 Othfrensen 湿地以来,已在北美和欧洲广泛应用[1]。1987 年天津市环境保护研究所建立了我国第一个芦苇(*Phramites australis*)型湿地。国内外从资源保护与可持续利用角度,对不同类型自然湿地的生物多样性已作过许多调研[2~6]。人工湿地的构建技术、不同基质和湿地植物对被污染水体的净化效果也有较多报道[7~9]。但对于人工湿地中生物多样性变化及其与水质关系的研究报道则很少见,特别是藻类在湿地中的作用大多未知,成为对湿地系统了解的主要空白[10]。湿地系统对水体污染物的净化过程与机制非常复杂,由于此方面的基础研究薄弱,构建人工湿地还存在着一定程度的盲目性。本文对永定河水系官厅水库黑土洼人工湿地系统中浮游藻类、浮游动物、底栖动物和水生维管植物的群落构成、密度变化及其与水质的相关性进行了调研,探讨了水生物生物多样性与水质净化之间的关系,以期为研究湿地系统对被污染水体的修复机制、增强其净化功能积累资料。

1　材料与方法

在永定河黑土洼段河道选址,建溢流坝蓄水,通过闸门与管道引适量永定河水(4 m^3/s)入稳定塘。稳定塘水面面积 84 hm^2,库容 2640000 m^3,塘内水深 4~6 m,进水滞留时间 7.6d。中间设柔性隔布以阻挡泥沙,同时将稳定塘分为前置库与分层水体两部分。在稳定塘下方的调节闸附近,用水泵提水并经管道分布到各实验区中。黑土洼已建成人工湿地 7.3 hm^2,分为 I、II、III、IV 区,其中选择 I 区为代表进行实验研究(图 1)。实验面积 120m×113m,分 7 个并联湿地单元(A—G),各单元的工艺流程基本相同。水流经布水管道依次进入:1. 挺水植物塘(表面流工艺)→2. 一级植物碎石床(潜流工艺)→3. 漂浮植物塘(表面流工艺)→4. 二级植物碎石床(潜流工艺)→5. 沙滤池(潜流工艺)。每个湿地单元正常运行水力负荷为 0.58 $m^3/(m^2 \cdot d)$,水流在湿地单元内总滞留时间为 34.26h。经各区处理的尾水由明渠汇集,通过围堤底部的管道入退水塘,而后流入官厅水库。在该湿地系统中确定了 8 个有代表性的监测断面:1#(八号桥)、2#(前置库)、3#(分层水体)、4#(I区-B-1)、5#(I-B-3)、6#(I-E-1)、7#(I-E-3)、8#(退水塘)。选择了 17 项监测指标,即浮游藻类、浮游动物、底栖动物、水生维管植物、水深、水温、透明度(SD)[11]、pH 值(pH197I 型测定仪)、溶解氧(DO)(OXI197 型测定仪)、高锰酸盐指数(COD_{Mn})(GB11892-89 法)、生化需氧量(BOD_5)(OXITOP 型测定仪)、总氮(TN)、氨态氮(NH_4-N)、硝态氮(NO_3-N)、总磷(TP)、溶解性磷酸盐(PO_4-P)、悬浮物(SS)(PEKTRAL 多功能水质分析仪),于 2004 年 9 月至 2005 年 8 月,每月定期作现场调查,同步取样,分别进行定性、定量测定与统计分析。

2　结果和讨论

2.1　官厅水库黑土洼人工湿地系统水体理化指标的变化

被污染的永定河水进入黑土洼湿地系统后,在其末端(退水塘)主要污染物的去除率分别为:COD_{Mn} 67.4%、BOD_5 77.0%、TN 59.4%、NH_4-N 52.8%、NO_3-N 60.3%、TP 91.8%、PO_4-P 92.7%、SS 99.1%。退水塘 DO 则比八号桥高 1.4 倍(表 1)。八号桥的 SD 平均仅有 13.8cm,退水塘则比较清澈,SD 见底(水深 0.5~2.0 m)。浑浊的永定河水经黑土洼人工湿地系统处理后水质已明显好转。但是由于流域上游对永定河水污

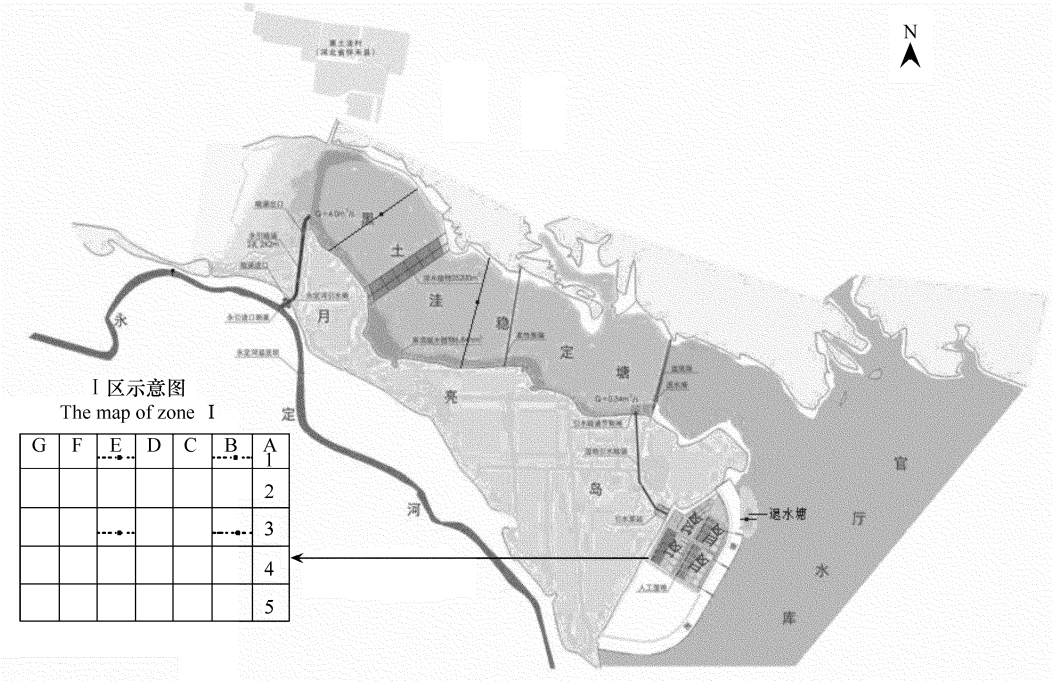

图 1 官厅水库黑土洼人工湿地与监测断面平面图

Fig. 1 Distribution of monitoring sections in Hei Tu Wa constructed wetland system

染严重,退水塘中的 TN、NH_3-N 仍大于 V 类,BOD_5 为 IV 类(GB3838-2002)。上述结果表明:黑土洼湿地系统对于永定河水中的各种主要污染物起到了良好的净化作用。由于永定河水中 TN、NH_3-N 和有机污染物的浓度很高,经过湿地系统后的去除率相对较低,仍是湿地系统出水中的主要污染物。永定河水中 TP 和 PO_4-P 的含量相对较低,黑土洼湿地系统对其去除率相对较高。氮磷类污染物是浮游藻类增殖的主要营养因子和水体营养程度的主要限制因素[2],如何提高黑土洼湿地系统对永定河水中 TN、NH_4-N 和有机污染物的去除率,减轻官厅水库的富营养程度,有待于进一步实验研究。

统计分析显示,在黑土洼人工湿地系统中 TP 与 BOD_5 呈正相关($R = 0.687$),两者为线性关系(图 2),说明水体中有机污染物的生物降解是磷的重要来源。

2.2 官厅水库黑土洼人工湿地系统中浮游藻类的变化

定性、定量测定结果显示,黑土洼人工湿地系统中共检出浮游藻类 8 门、94 种(包括属和变种)[3]。平均密度为 980.93×10^4 cells/L,其中绿藻(Chlorophyta)、硅藻(Bacillriophyta)、蓝藻(Cyanophyta)分别占 36.8%、31.0%、23.4%。浮游藻类细胞密度大,物种多样性低,这是富营养型水体具有的特征。8 号桥、前置库、分层水体、I-B-1、I-E-1 均为富营养型指示种占优势,优势种群有铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)、颤藻(*Oscillatoria* sp.)、斜生栅藻(*Scenedesmun obliquus*)、颗粒直链藻(*Melosira granulata*)、尖针杆藻(*Synedra acus*)、舟形藻(*Navicula* sp.)。I-B-3、I-E-3 和退水塘的优势种中既有富营养型水体指示种,也有中营养型水体指示种,如颤藻、颗粒直链藻、单角盘星藻(*Pediastrum simblex*)、脆杆藻(*Fragilaria* sp.)、卵形隐藻(*Cryptomonas ovata*)[2]。

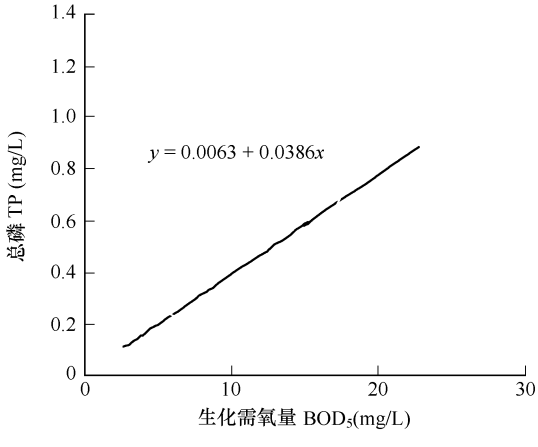

图 2 黑土洼湿地系统 TP 与 BOD_5 之间的相关性

Fig. 2 Correlation between TP and BOD_5 in Hei Tu Wa constructed wetland system

接卧表 1,2

在黑土洼湿地系统中，前置库与分层水体（稳定塘）虽然有柔性隔布相隔，但水能从柔性隔布上面流动，浮游藻类密度相似（$\bar{x} = 1697.55 \times 10^4$ cells/L），分层水体比前置库略低，无显著差异（Sig. = 0.975 > 0.05）。I-B-3 与 I-E-3 浮游藻类密度相似（$\bar{x} = 619.23 \times 10^4$ cells/L），I-E-3 比 I-B-3 略低，无显著差异（Sig. = 0.493 > 0.05）。退水塘浮游藻类密度为 463.40×10^4 cells/L，比 I-B-3、I-E-3 平均密度低 25.2%，比稳定塘低 3.7 倍，细胞密度去除率为 72.7%，差异显著（Sig. = 0.010 < 0.05）（表 2），水体透明度与感官性状也明显好于稳定塘。如以浮游藻类密度 > 10×10^5 cells/L 为富营养指标[4]，黑土洼湿地系统均为富营养水体，但程度不同。从前置库至退水塘，浮游藻类密度逐渐减少，水体富营养程度逐渐减轻。藻类为初级生产者，除对水体的营养程度有指示作用外，还能吸收、利用水体中的 N、P 等营养盐，富集重金属[5,16]，增加水体中的 DO。

在黑土洼湿地系统的监测断面中，八号桥断面的河水在 2004 年 12 月～2005 年 1 月呈灰黑色，主要原因可能是上游大量排污所致。其他月份水体因泥沙含量的差别呈深浅不同的土黄色。2004 年 9 月至 2005 年 8 月透明度平均仅有 13.8cm，在 8 个监测断面中水质最差。浮游藻类细胞密度虽然不高（表 2），但它是流动水体且泥沙和污染物含量高，透明度低，不适合浮游藻类生活，与该系统中的其他监测断面无可比性。

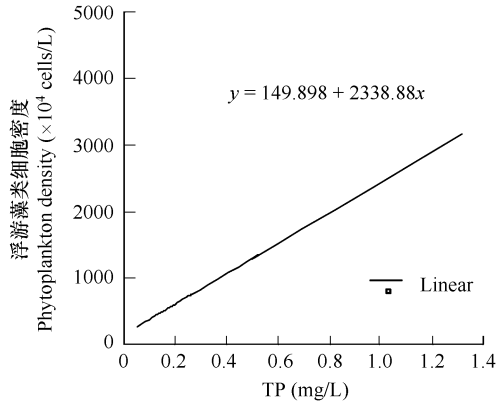

图 3 浮游藻类细胞密度与 TP 之间的相关性

Fig. 3 Correlation between phytoplankton density and total phosphorus

氮磷是浮游藻类物质与能量代谢的主要元素。回归分析显示，在黑土洼湿地系统中浮游藻类密度与总磷含量呈正相关（$R = 0.715$），两者为线性关系（图 3）。从前置库至退水塘随着总磷含量的下降浮游藻类密度减少。原因可能是除了磷的含量降低外，还与氮磷比和藻细胞能直接吸收、利用的溶解性磷酸盐的高低有关。该湿地系统浮游藻类与总氮含量之间的相关性不明显（$R = 0.166$）。原因可能是永定河被含氮物质污染严重，从 8 号桥至退水塘虽然总氮被去除 59.4%，但其含量仍然较高（表 1），整个湿地系统的总氮含量均在浮游藻类代谢所需的适宜浓度以上。

2.3 官厅水库黑土洼湿地系统中浮游动物的变化

定性、定量测定结果显示，官厅水库黑土洼人工湿地系统中共检出浮游动物 4 类、70 种。其中原生动物（Protozoa）30 种，占 42.8%；轮虫类（Rotifera）22 种，占 31.4%；枝角类（Cladocera）12 种，占 17.1%；桡足类（Copepoda）6 种，占 8.6%。浮游动物群落构成中，原生动物和轮虫类在种类与数量上均占优势（其个体比枝角类、桡足类小 10 倍以上而且比较耐污染），呈现出个体小型化、物种多样性低的特点，这是富营养型水体具有的特征。黑土洼湿地系统浮游动物的平均密度为 4883 ind./L，冬季密度小（$\bar{x} = 3987$ ind./L），晚春至初秋密度大（$\bar{x} = 5793$ ind./L）（表 3）。八号桥浮游动物密度虽然较低，但河水流动，泥沙与污染物含量高，不适

表 3 黑土洼湿地系统浮游动物密度（ind./L）

Table 3 Zooplankton density among various monitor water bodies in Hei Tu Wa wetland system

取样时间（年-月）Samping time (Year-month)	2#	3#	4#	5#	6#	7#	8#	1#	平均 Mean
2004-09	13520 ± 478.0	13935 ± 452.6	10600 ± 374.8	970 ± 34.3	3490 ± 123.4	3050 ± 107.8	2130 ± 75.3	300 ± 9.7	5999.4 ± 105.9
2004-11	3098 ± 109.5	3340 ± 118.1	1200 ± 42.4	600 ± 21.2	1200 ± 42.7	1500 ± 53.03	300 ± 10.6	300 ± 11.2	1442.3 ± 48.0
2005-01	2100 ± 74.3	600 ± 21.2	3100 ± 109.6	5700 ± 201.5	2700 ± 95.5	1200 ± 42.4	3300 ± 116.7	300 ± 12.61	2375 ± 83.9
2005-03	5700 ± 201.5	5100 ± 180.3	4200 ± 148.5	21300 ± 753.1	21000 ± 742.5	5700 ± 201.5	1202 ± 42.5	900 ± 31.82	8137.8 ± 287.7
2005-05	22300 ± 788.4	10240 ± 362.04	5340 ± 188.8	2380 ± 84.2	3700 ± 130.8	4340 ± 153.4	1780 ± 62.9	1540 ± 54.45	6452.5 ± 228.1
2005-07	9100 ± 321.7	9000 ± 318.2	5420 ± 191.6	1870 ± 66.1	3990 ± 141.1	7860 ± 277.9	2730 ± 96.5	4520 ± 159.81	5561.3 ± 196.6
平均 Mean	9303 ± 372.8	7035.8 ± 91.2	4976.7 ± 176.0	5470 ± 193.4	6013.3 ± 212.6	3941.7 ± 139.4	1907 ± 67.4	1907 ± 64.17	4994.7 ± 180.6

应浮游动物生活,与该系统中的其他监测断面无可比性。浮游动物密度大说明水体的富营养程度高,退水塘浮游动物密度仅为前置库的 1/9.6 ,密度去除率为 81.9% ,差异显著 (Sig. = 0.03 < 0.05)。退水塘的富营养程度明显轻于前置库。浮游动物除有指示作用外,还能滤食浮游藻类、细菌和有机碎屑,净化水质。

回归分析显示,在黑土洼湿地系统中,浮游藻类与浮游动物密度之间呈二次曲线关系 (图 4)。在浮游藻类密度较小的阶段,浮游动物密度随着浮游藻类密度的增加而上升,浮游藻类密度达到一定程度后,浮游动物虽然食物充足,但其数量不再随着浮游藻类密度的增加上升,保持相对稳定状态。原因可能是该湿地系统富营养化比较严重,在条件适宜阶段浮游藻类密度过大甚至发生水华,反而对浮游动物的增殖起到抑制或毒害作用。

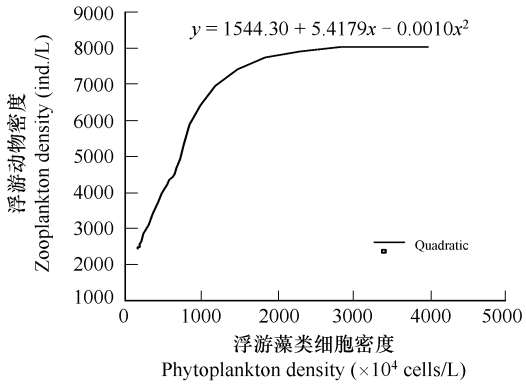

图 4　浮游动物数量与浮游藻类密度之间的相关性

Fig. 4　Correlation between phytoplankton and zooplankton density

2.4　官厅水库黑土洼湿地系统中底栖动物的变化

从黑土洼人工湿地系统中的八号桥、前置库、分层水体和退水塘 4 个监测断面所检出的底栖动物由寡毛类 (Oligochaeta)、水生昆虫 (Uniramia) 幼虫或稚虫、甲壳类 (Crustacea) 和软体动物 (Mollusca) 4 大类组成,共 15 种。其中寡毛类 5 种、水生昆虫或稚虫 8 种、甲壳类 1 种、软体动物 1 种,分别占总数的 33.3%、53.3%、6.7%、6.7%。以水生昆虫幼虫种类最多,其次是寡毛类。八号桥有 5 种底栖动物,其中寡毛类 3 种和羽摇蚊幼虫 (*Chironomus plumosus*) 1 种,这 4 种均为耐污种类,显示该样点污染严重。4 个采样点中种类最少的是前置库,只有寡毛类的正颤蚓 (*Tubifex tubifex*) 和水生昆虫类的羽摇蚊幼虫,均为耐污种类,说明前置库污染严重,但程度要轻于八号桥。分层水体与前置库相似。退水塘底栖动物中没有寡毛类和羽摇蚊幼虫分布,为耐中度污染的隐摇蚊幼虫 (*Cryptochironomus* sp.)、长足摇蚊幼虫 (*Pelopia* sp.)、萝卜螺 (*Radix* sp.),并出现了在中度污染到清洁水体中生活的黑河咝稚虫 (*Agrion atratum*)、黄蜻稚虫 (*Pantala flavescens*),这是其他采样点所没有的。因此认为退水塘的水质优于稳定塘。底栖动物中的"收集者"、"刮食者"以藻类和有机碎屑为食,直接净化水质,其密度与水体中 TN、TP 和有机物含量呈正相关。

八号桥 (#)、前置库 (#)、分层水体 (#) 和退水塘 (#) 底栖动物的密度分别为 4200ind./m^2、1680 ind./m^2、1360ind./m^2、320ind./m^2 ($\bar{X}$ = 1890 ind./m^2),密度去除率为 92.4%,差异显著 (Sig. = 0.001 < 0.05)。底栖动物密度越大说明水体富营养程度越重,密度小则相反。黑土洼湿地系统各监测水体之间底栖动物密度呈下降趋势 (图 5),而且群落组成亦发生了变化,说明该系统对永定河水质的净化作用明显。

2.5　官厅水库黑土洼湿地系统中的水生维管束植物

水生维管束植物也是黑土洼湿地系统的初级生产者,在生态修复中起着重要作用。由于永定河泥沙含量高、污染重、透明度低、而且有一定流速,对水生植物的生存压力大,所以在八号桥断面的河道中基本无维管束植物,仅在岸边有一些禾本科 (Gramineae)、莎草科 (Cyperaceae) 与蓼科 (Polygonaceae) 植物生长。稳定塘中的水生维管束植物有:眼子菜科 (Potamogetonaceae) 5 种、茨藻科 (Najadaceae)、小二仙草科 (Haloragaceae)、禾本科 (Gramineae)、莎草科 (Cyperaceae)、香蒲科 (Typhaceae) 各 1 种,构成了 5 种沉水植物群落和 4 种挺水植物群落。未发现浮叶植物和漂浮植物。稳定塘

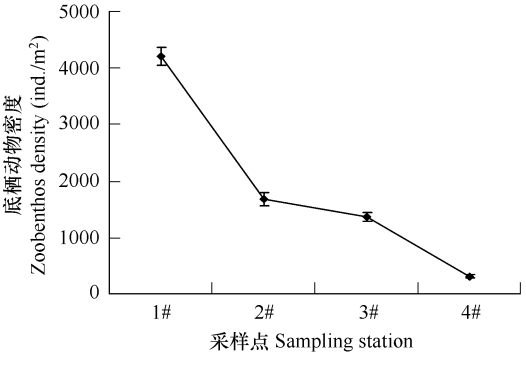

图 5　各监测水体之间底栖动物密度变化趋势

Fig. 5　Zoobenthos density change trend among various monitor water bodies

维管束植物的分布面积约占水面的 20%，除西南沿岸及浅水区的香蒲是人工种植外均为自然生长。

实验 I 区沿水流向共有 5 级工艺，第 1 级为挺水植物塘，塘内种植香蒲（9 株/m^2），并悬挂有柔性挂膜，以增加微型生物的附着面积和生物量；第 2 级为植物碎石床，碎砾石床上种植芦苇（2 株/m^2），水经花管从砾石间均匀流过；第 3 级为浮水植物塘，塘内养植凤眼莲（*Eichnornia crassipes*）（2 株/m^2）；第 4 级为二级植物碎石床，碎砾石床上种植芦苇（12 株/m^2）；第 5 级为沙滤池，池内种有香蒲（12 株/m^2）（图 1）。香蒲、芦苇早春种植，经 20～30d 的恢复期后，营养生长与分蘖增殖均较旺盛。凤眼莲经恢复期后生长与营养繁殖较快，夏初已布满水面。退水塘内的维管植物均为自然生长，其组成为：眼子菜科 4 种；蓼科 3 种；茨藻科、小二仙草科、禾本科、莎草科各 1 种。形成了 3 种沉水植物群落和 2 种挺水植物群落，分布面积约占水面的 60%。黑土洼湿地系统已初步形成了水生维管束植物体系，其主要作用是：直接吸收、利用水体中的营养物质，通过人工收获的方式将其固定的 N、P 等物质带出水体[7]；吸附、过滤、沉淀矿质元素、悬浮物和有毒有害物质[8]；在根系附近形成好氧与缺氧区域，促进湿地微生物群落硝化和反硝化作用的进行[9]；通过竞争和化感作用抑制浮游藻类[10]，增加水体透明度[11]。系统监测显示，黑土洼湿地系统对污染严重的永定河水的净化效果良好。永定河水进入该系统后，通过物理、化学和生物的协同作用，使污染物得到降解或去除并对浮游藻类、浮游动物与底栖动物的密度削减、群落构成与优势种群产生了明显影响。

北京是世界上十分缺水的首都之一，人均淡水资源量不足 $300m^3$，远远低于中国和世界人均水平。官厅水库为北京仅有的两座供水水库之一（另一座是密云水库），由于流域上游污染严重，不符合国家规定的地表饮用水源标准（GB3838-88），于 1997 年被迫退出首都饮用水源系统[12]，资源型缺水与水质性缺水的叠加，使北京淡水的供需矛盾愈加突出，严重地制约着人民生活、经济发展和城市生态建设。黑土洼湿地系统的建立，为利用生态学方法净化被污染的永定河水提供了良好途径。应在重点治理流域上游点源污染的同时，完善黑土洼湿地的建设，解决 I 区运行中存在的问题，充分发挥各区作用，提高净化效果与效率，以促进官厅水库地表饮用水源地功能的恢复。

3 结论

3.1 官厅水库黑土洼湿地系统已初步形成了水生维管植物体系，在净化被污染的永定河水中起着重要作用。

3.2 官厅水库黑土洼湿地系统对永定河河水中主要污染物的去除率分别为：COD_{Mn} 52.8%、BOD_5 77.0%、TN 59.4%、NH_4-N 52.8%、NO_3-N 60.3%、TP 91.8%、PO_4-P 92.7%、SS 99.1%。净化效果明显。

3.3 官厅水库黑土洼湿地系统对浮游藻类、浮游动物和底栖动物密度的去除率分别为 72.7%、81.9%、92.4%，差异显著。群落构成与优势种群亦发生明显变化，与水质变化相关。

3.4 官厅水库黑土洼湿地系统 TP 与 BOD_5 呈正相关，为线性关系。说明有机物的降解是 P 的重要来源。浮游藻类密度与 TP 呈正相关，亦为线性关系，而与 TN 的相关性不明显。浮游藻类密度与浮游动物密度呈二次曲线相关。

References：

[1] Liu W, Cui L H. The application and research of development of artificial wetland wastewater treatment. Journal of Jiaying University (Natural Science Edition), 2002, 20(6): 29－32.

[2] Ye Z W, Zhu G C, Zhang Y. An Analysis on the characteristic of resources diversity in Hongze lake wetland. Journal of Huaiyin Teachers College (Natural Science Edition), 2004, 3(4): 334－339.

[3] Ge J W, Cai Q H, Liu J K, *et al*. The present situation and evaluation of plant diversity of lake Liangzihu wetland. China Environmental Science, 2003, 23(5): 451－456.

[4] Xu S G, Guo H J, Tian K, *et al*. Investigation and analysis of aquatic vegetation in Napahai wetland. Shandong Forestry and Technology, 2006, 4: 451－456.

[5] Liu J X, Zhang P Q. Investigation and analysis for aquatic biology of Shahu Natural Protective Area Ningxia. Environmental Protection of Xinjiang, 2000, 22(2): 105－106.

[6] Klarar D M, Millie D F. Aquatic macrophytes and algae at old women creek estuary and other lakes coastal wetlands. J, Great Lakes Res., 1992,

18:622－633.

[7] Jiang Y P, Ge Y, Yue C L, *et al*. Nutrient removal role of plants in constructed wetland on Sight seeing water. Acta Ecologica Sinica, 2004, 24(6):1718－1723.

[8] Zhang J Y, Xia S L, Qiu K M, *et al*. Nitrogen removal by a subsurface flow constructed wetlands wastewater treatment system and nitrogen transformation bacteria. Acta Scientiae Circumtantiae, 1999, 19(3):323－332.

[9] Xu W W, Zhang B P, Xiao B, *et al*. The function of plant in constructed wetland for wastewater treatment. Safety and Environmental Engineering, 2005, 12(2):41－44.

[10] McNair S A, Chow-Fraser P. Change in biomass of benthic and planktonic algae along a disturbance gradient for 24 great lakes coastal wetland. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 2003, 60(6):676－689.

[11] Jin X C, Tu Q Y. Finding standard of lake eutrophication, Beijing: China Environmental Science Press, 1990. 138－142; 239－259; 286－302.

[12] Liu G Z, Toxic Cyanobacteria in Water, Beijing: China Environmental Science Press, 2005, 215－252.

[13] Hu H J, Li R Y, Wei Y X, *et al*. Freshwater algae of China. Shanghai: Scence and Technique Press of Shanghai, 1980. 9－193; 203－411.

[14] Meng R X, Liu Z Q. An evaluation of water pollution and eutrophication of the Chaohu lake by means of phytoplankton. Acta Hydrobiolocica Sinica, 1988, 12(1):13－26.

[15] Han Y, Li X M, Zhu Y S. Environment pollution and plants function. Beijing: Chemistry Industry Press, 2005. 147－148.

[16] Pearson H W, Mara D D, Mills S W, *et al*. Factors determining algal populations in West Stabilization Ponds and the influence of algae on Pond performance. Wet Sci Tech., 1987, 19(2): 131~40..

[17] Sun G Z, Zhao Y Q. Stephen Allen, Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. Journal of Biotechnology, 2005, 115(2):189－197.

[18] Dunbabin J S, Bowmer K H. Potentian use of constructed wetlands for treatment of industrial waste maters containing metals. The Science of the Total Environment, 1992, 111:151－168.

[19] Reddy K R, Patrick J K W H, Lindau C W. Nitrification-deitrification at the plant root-sediment interfaces in wetland. Limnology and Oceanography, 1989, 34(6):1004－1013.

[20] Moorhead K K, Reddy K R. Oxygen transport through selected aquatic macrophytes. Journal Environmental Quality, 1998, 17(1):138－142.

[21] Scheffer M. The effect of aquatic vegetation on turbidity: how important are the feeders. Hydrobiologia, 1999, 408/409:307－316.

[22] Du G S, Wang J T, Zhang W H, *et al*. On the nutrient status of Guanting Reservoir, Journal of Lake Sciences, 2004, 16(3):277－281..

参考文献:

[1] 刘雯,崔理华. 人工湿地在处理污水中的应用研究进展. 嘉应大学学报,2002,20(3):29~32.

[2] 叶正伟,朱国传,张云. 洪泽湖湿地多样性特征分析. 淮阴师范学院学报(自然科学版),2004,3(4):334~339.

[3] 葛继稳,蔡庆华,刘健康,等,梁子湖湿地植物多样性现状与评价. 中国环境科学,2003,23(5):451~456.

[4] 徐守国,郭辉军,田昆,肖德荣,李宁云. 高原湿地纳帕海水生植被调查分析. 山东林业科技,2006,No.4:48~50.

[5] 刘锦霞,张平卿. 宁夏沙湖自然保护区水生生物调查与分析. 新疆环境保护,2000,22(1):105~106.

[7] 蒋跃平,葛滢,岳春雷. 人工湿地植物对观赏水中氮磷去除的贡献. 生态学报,2004,24(6):1718~1723.

[8] 张甲耀,夏盛林,邱克明,熊凯. 潜流型人工湿地污水处理系统氮去除及氮转化细菌的研究. 环境科学学报,1999,19(3):323~332.

[9] 徐伟伟,章北平,肖波,王瑾,郭勇. 植物在人工湿地净化污水过程中的作用. 安全与环境工程,2005,12(2):41~44.

[1] 金相灿,屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范. 第二版. 北京:中国环境科学出版社,1990. 138~142;239~259.

[2] 刘光钊. 水体富营养及其藻类. 北京:中国环境科学出版社,2005. 215~252.

[3] 胡鸿钧,李尧英,魏印心,等. 中国淡水藻类. 上海:上海科学技术出版社,1980. 9~193;203~411.

[4] 孟仁宪,刘贞秋. 以浮游植物评价巢湖水质污染及富营养化. 水生生物学报,1988,12(1):13~26.

[2] 杜桂森,王建厅,张为华,等. 官厅水库水体营养状态分析. 湖泊科学,2004,16(3):277~281.

表 1　黑土洼湿地系统监测断面各项理化指标平均值

Table 1　The average value of physicochemical characters in Hei Tu Wa constructed wetland system

监测断面 MS	水温 WT (℃)	pH	DO mg/L	COD_{Mn} (mg/L)	BOD_5 (mg/L)	TN (mg/L)	NH_4-N (mg/L)	NO_3-N (mg/L)	TP (mg/L)	PO_4-P (mg/L)	SS (mg/L)
1#	12.0 ±0.4	8.2 ±0.3	6.96 ±0.25	16.90 ±0.60	26.65 ±0.94	15.71 ±0.56	9.06 ±0.32	4.00 ±0.14	1.23 ±0.04	0.72 ±0.03	1396.7 ±49.4
2#	14.7 ±0.2	8.5 ±0.3	4.73 ±0.17	6.40 ±0.23	10.23 ±0.36	5.12 ±0.18	3.43 ±0.12	1.69 ±0.06	0.17 ±0.01	0.09 ±0.003	11.8 ±0.4
3#	12.0 ±0.2	8.6 ±0.4	6.71 ±0.24	6.33 ±0.28	8.56 ±0.30	6.69 ±0.24	4.45 ±0.16	1.63 ±0.06	0.15 ±0.01	0.06 ±0.002	11.5 ±0.4
4#	11.4 ±0.4	8.6 ±0.3	6.95 ±0.26	7.64 ±0.27	7.34 ±0.26	9.36 ±0.33	6.65 ±0.24	2.04 ±0.07	0.16 ±0.01	0.05 ±0.002	6.9 ±0.2
5#	11.1 ±0.4	8.3 ±0.3	4.95 ±0.16	6.23 ±0.22	7.25 ±0.26	7.91 ±0.28	5.07 ±0.18	1.85 ±0.07	0.12 ±0.004	0.04 ±0.001	7.1 ±0.3
6#	14.1 ±0.9	8.5 ±0.3	5.36 ±0.19	6.68 ±0.24	7.75 ±0.27	14.65 ±0.65	10.31 ±0.36	3.00 ±0.15	0.18 ±0.01	0.04 ±0.001	7.7 ±0.3
7#	13.8 ±0.2	8.2 ±0.3	4.98 ±0.18	5.87 ±0.21	6.46 ±0.23	10.58 ±0.37	8.77 ±0.31	2.70 ±0.10	0.11 ±0.004	0.03 ±0.001	6.2 ±0.2
8#	12.0 ±0.9	8.2 ±0.3	9.73 ±0.34	5.47 ±0.19	5.91 ±0.21	6.38 ±0.23	4.27 ±0.15	1.51 ±0.05	0.10 ±0.004	0.05 ±0.002	12.3 ±0.4

MS：monitoring section；WT：water temperature

表 2　黑土洼湿地系统浮游藻类密度比较（$\times 10^4$ cells/L）

Table 2　Comparison of phytoplankton cells density in Hei Tu Wa artificial wetland system

监测断面 MS	2004 年 Year				2005 年 Year								平均 Mean
	9 月 Sep.	10 月 Oct.	11 月 Nov.	12 月 Dec.	1 月 Jan.	2 月 Feb.	3 月 Mar.	4 月 Apr.	5 月 May	6 月 June	7 月 July	8 月 Aug.	
2#	1791.35 ± 59.54	951.01 ± 31.42	425.36 ± 7.35	217.87 ± 7.46	159.07 ± 5.62	242.07 ± 8.56	7663.37 ± 263.36	2355.03 ± 59.18	2185.32 ± 71.65	373.49 ± 12.96	698.56 ± 22.98	3728.19 ± 121.18	1732.56 ± 61.26
3#	1718.73 ± 54.78	909.51 ± 30.32	290.49 ± 14.67	204.04 ± 8.09	96.83 ± 3.78	179.83 ± 6.36	7448.96 ± 255.30	2666.28 ± 60.15	1988.47 ± 65.25	331.99 ± 11.03	677.81 ± 22.48	3437.45 ± 119.09	1662.53 ± 58.78
4#	511.82 ± 14.18	408.07 ± 10.27	331.99 ± 11.73	238.9 ± 8.45	337.81 ± 13.36	207.49 ± 2.44	5346.38 ± 181.44	2206.33 ± 49.64	1369.45 ± 45.48	331.99 ± 11.74	421.88 ± 13.20	1493.39 ± 52.33	1100.46 ± 38.91
5#	262.82 ± 6.36	255.91 ± 8.31	152.16 ± 10.02	172.91 ± 6.11	235.16 ± 8.07	131.41 ± 4.16	3942.35 ± 133.27	1535.44 ± 33.01	1286.45 ± 41.56	336.57 ± 9.04	193.66 ± 5.87	325.74 ± 11.49	735.88 ± 26.02
6#	421.9 ± 9.54	242.07 ± 6.11	269.74 ± 4.41	325.07 ± 11.25	193.66 ± 6.85	193.66 ± 16.14	3541.20 ± 121.53	2033.42 ± 39.13	1964.26 ± 64.80	435.73 ± 13.94	484.14 ± 14.92	1597.69 ± 54.78	975.21 ± 34.47
7#	283.57 ± 10.18	518.73 ± 15.65	159.08 ± 5.62	93.66 ± 3.31	186.74 ± 6.60	103.75 ± 3.67	3195.38 ± 111.51	1424.78 ± 23.96	421.90 ± 10.27	449.57 ± 12.72	394.23 ± 10.76	539.48 ± 17.61	646.57 ± 22.89
8#	560.24 ± 19.07	380.40 ± 13.45	200.58 ± 11.49	124.5 ± 4.42	69.16 ± 2.45	62.25 ± 2.21	338.90 ± 11.98	788.47 ± 15.41	1431.69 ± 50.37	663.97 ± 20.29	622.48 ± 13.24	318.15 ± 9.78	463.40 ± 16.39
1#	179.83 ± 6.34	345.82 ± 11.74	193.66 ± 6.85	255.91 ± 9.05	131.41 ± 4.65	283.57 ± 10.03	214.41 ± 6.61	1576.95 ± 50.62	1065.13 ± 34.72	670.89 ± 23.72	871.47 ± 30.57	580.98 ± 19.32	530.85 ± 18.77

MS：monitoring section