

不同类型人工湿地对洞庭湖水质净化效果研究

潘琼^{1,2}, 潘峰³

(1. 长沙环境保护职业技术学院, 长沙 410004; 2. 中南林业科技大学
南方林业生态应用技术国家工程实验室, 长沙 410004; 3. 长沙县水务局, 长沙 410007)

摘要:同等条件下开展了 3 种不同类型人工湿地(垂直流、潜流和表面流人工之地)对洞庭湖水质净化效果的研究。结果表明:(1) 洞庭湖水体中 NH_4^+-N , TN, TP, 高锰酸钾指数, BOD_5 和 COD_{Cr} 的进水浓度与 3 种不同类型人工湿地出水浓度季节变化规律保持一致, 冬季明显高于夏季, 洞庭湖进水中 NH_4^+-N , TN, TP, 高锰酸钾指数, BOD_5 和 COD_{Cr} 浓度均高于 3 种不同类型人工湿地出水浓度, 相同时期, 3 种不同类型人工湿地出水水质 NH_4^+-N , TN, TP, 高锰酸钾指数, BOD_5 和 COD_{Cr} 浓度基本表现为表面流>潜流>垂直流;(2) 3 种类型人工湿地对 TN, TP, 高锰酸钾指数, BOD_5 和 COD_{Cr} 的去除率依次表现为垂直流>潜流>表面流, 而对 NH_4^+-N 的去除率依次表现为垂直流>表面流>潜流, 其中以 BOD_5 的去除效果最好(去除率最高), 但 3 种类型人工湿地对 BOD_5 的去除率差异均不显著($p>0.05$);(3) 3 种类型人工湿地植物地上和地下生物量均表现为垂直流>潜流>表面流, 差异均显著($p<0.05$), 垂直流人工湿地植被 N 含量、P 含量、N 积累量和 P 积累量均显著高于潜流和表面流($p<0.05$);(4) 3 种不同类型人工湿地植物的 N, P 积累量分别与生物量、N 含量、P 含量均呈显著的线性关系($p<0.01$), 人工湿地植物生物量对 N, P 积累量的影响大于植物体内 N, P 含量的影响, 可以通过生物量来评价人工湿地植物对 N, P 去除效果。

关键词:人工湿地; 洞庭湖; 净化水质

中图分类号:X171

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2015)06-0317-07

Research on Water Purification in Different Types of Constructed Wetlands in Dongting Lake

PAN Qiong^{1,2}, PAN Feng³

(1. Changsha Environmental Protection College, Changsha 410004, China; 2. National Engineering Laboratory
for Applied Technology Research Center for Environmental Science and Engineering, Central-South University of
Forestry & Technology, Changsha 410004, China; 3. Changsha Water Administration, Changsha 410007, China)

Abstract: Three different constructed wetland types [the vertical flow wetland (VFW), subsurface flow wetland (SFW) and free surface wetland (FSW)] to treat Dongting Lake water and the removal efficiencies were compared. The results are as follows. (1) The inlet water concentrations of NH_4^+-N , TN, TP, potassium permanganate index, BOD_5 and COD_{Cr} of Dongting Lake had the same seasonal change trend and were higher than three different constructed wetland types, which showed that these indicators in winter were higher than those in summer, and in the same time, the outlet water concentrations of NH_4^+-N , TN, TP, potassium permanganate index, BOD_5 and COD_{Cr} of three different constructed wetland types showed the sequence: $\text{FSW}>\text{SFW}>\text{VFW}$. (2) The removal of TN, TP, potassium permanganate index, BOD_5 and COD_{Cr} of three different constructed wetland types showed the order: $\text{VFW}>\text{SFW}>\text{FSW}$, and the removal of NH_4^+-N showed the order: $\text{VFW}>\text{FSW}>\text{SFW}$, among which the removal of BOD_5 was the best, but it had no significantly difference among the three different constructed wetland types ($p>0.05$). (3) The above and underground biomass of three different constructed wetland plants showed the order: $\text{VFW}>\text{SFW}>\text{FSW}$, which had a significant difference among the three different constructed wetland types ($p<0.05$), and the contents of N, P and N, P accumulation of VFW were higher than SFW and FSW. (4) The N, P accumulation had a significant linear correlation with the contents of N, P of three different constructed

收稿日期:2015-04-29

修回日期:2015-05-29

资助项目:湖南省教育厅项目“止水帷幕在湘江流域重金属污染治理的应用研究”(14C0017);湖南省科技厅项目“环洞庭湖区水文演变与环境效应分析”(2014sk3181)

第一作者:潘琼(1978—),女,湖南宁乡人,硕士,副教授,研究方向:水污染治理技术、重金属污染治理技术、环境污染治理设施运营研究等。

E-mail: pannqiong@163.com

wetland plants with the higher correlation index, which indicated that the influence of constructed wetland plant biomass was greater than the contents of N, P in plants, so it could evaluate the removal efficiency of constructed wetland plant N, P based on the biomass.

Keywords: constructed wetland; Dongting Lake; purification

人工湿地是土壤和基质(炉渣和粉煤灰等)按一定比例选择性地植入植被自适应生态系统^[1-3],通过一系列理化、生物途径能够对特定污染物(水质)高效的去除^[4-6]。人工湿地不仅具有同化吸收污染物的功能,还有拦截、过滤污染物的作用,现已广泛应用于各类不同水体的水质净化和水环境富营养化的防治^[1,7-8],而不同类型人工湿地具有较大差别,对污染物质的去除能力有较大的差异,按结构可将其分为表面流、潜流、垂直流和沟渠型人工湿地,其优缺点各不相同^[9-10]。近几十年来,关于人工湿地净化水质的研究大多局限于单一湿地类型,将不同类型人工湿地对富营养化水体处理效果的比较研究鲜见报道^[1-3]。

随着城镇化水平的加快,我国湖泊水质污染和水资源浪费现象十分严重^[11-13]。据统计,全国年排废水量越 400 亿 t 以上,生活水质排放量日益增多,大部分未经任何处理直接排入生态系统,加重了水资源的短缺,合理开发利用水资源及净化水质具有现实和长远意义^[11-13]。洞庭湖位于长江中游荆江河段南岸、湖南省北部,是我国第二大淡水湖和五大淡水湖之一,也是长江流域重要的调蓄湖泊和水源地^[14-16],属于过水性湖泊,换水周期短,具有较强的自净能力^[14-16]。20 世纪 80 年代前洞庭湖一直处于中低营养阶段,20 世纪 80 年代中期,大量工业废水、城镇生活污水和农业面源污染物的排放,尤其是 1988 年达到严重污染状态^[14-16];此后,洞庭湖水质经历了改善—污染加剧等过程,水质污染也日益严重,洞庭湖自净能力大为降低,严重威胁到了湖区人民的生产生活和生态环境^[17-19]。本研究以洞庭湖国家级自然保护区核心区小西湖为研究对象,通过连续 3 a 定期研究不同类型人工湿地对洞庭湖水质的作用,探索不同湿地类型应用于洞庭湖水水质处理效率之间的差异,以期认识洞庭湖水水质水生态的发展趋势,控制水体污染和富营养化提供理论依据和实践措施。

1 材料与方法

1.1 人工湿地设计与流程

研究区位于湖南省南洞庭湖湿地国家级自然保护区,地处长江南岸(东经 112°18′15″—112°56′15″,北纬 28°113′30″—29°3′45″),是长江中下游洞庭平原堆积而成的沼泽地貌,境内河岔纵横,湖泊星罗棋布,

全区由 118 个湖洲和 18 个湖泊组成,主要为潮土、沼泽土和沼泽化草甸土,该区属亚热带湿润性气候,阳光充足,雨量充沛,年降雨量 1 200~1 400 mm,集中在 5—9 月,年平均温度 15.2~18.3℃,1 月份平均气温 4.0~4.5℃,7 月份平均气温 29~29.5℃,无霜期 275~280 d。广阔的水体是巨大的能量库,使得区内昼夜温差较小,同时,受太阳辐射的影响,昼夜间盛行交替的湖、陆风,类似海滨气候,日照和无霜期都较长,生物多样性极其丰富。

2011 年于该保护区内设置 3 种不同类型人工湿地,人工湿地结构:底部为集水区,其上铺放尼龙网,垂直流单元均设置为 60 m²(长×宽=30 m×2.0 m),分 3 层依次填充基质,底层大粒径砾石(粒径 15~35 mm)作为排水层,厚度约为 15 cm,中层选用当地中号炉渣(粒径 10~25 mm),厚度约为 15 cm,上层选用当地小号炉渣和泥沙(粒径 5~10 mm),厚度约为 20 cm;潜流和表面流单元为 60 m²(长×宽=30 m×2.0 m),基质为土壤(黏土);各单元之间用 1 m 宽的土埂隔开,底部为集水区,其上铺放尼龙网,防止填料下漏,每个单元沿对角线埋入直径为 12 mm 的 PVC 管,使人工湿地中的循环水能够流入 PVC 管,以便于试验样品水质的采集。

人工湿地植被:选取株型大小、生物量基本一致的美人蕉(*Canna indica*)作为人工湿地植被,2012 年 2 月均匀在 3 种不同类型人工湿地中进行培植,密度为 10 株/m²,单元都铺防水布防止渗漏,控制每个单元具有相似的生长环境。

进水为洞庭湖水质,水力负荷为 0.7 m³/(m²·d),试验时间从 2012 年 2 月到 2014 年 11 月,运行期间 2 月(冬)、5 月(春)、8 月(夏)和 11 月(秋)进水的平均水温分别为 15.2℃,28.3℃,16.7℃和 4.1℃,进水 pH 值为 7.12~7.68,进水经过人工湿地处理后从底部 PVC 管排出,不同月份取水口水质实验室进行化验分析,具体公式如下^[19]:

不同取水口水质实验室测定分析,各指标的去除率=(进水口值—出水口值)/出水口值×100%

1.2 样品的测定

指标测定指标:人工湿地运行一年后,于 2013 年和 2014 年 8 月(生物量最大时期)进行人工湿地植被的测量和采集,统计每种人工湿地 1 m² 样方中植株数

目、株高等生长性状,并将其收割分为地上和地下部分烘干测定其生物量,分别对地上和地下植被样品粉碎后用 $\text{H}_2\text{SO}_4\text{—H}_2\text{O}_2$ 消煮制备成溶液,植被 TN 用过硫酸钾氧化吸光度法测定,TP 用钼钼蓝法测定。

植被 N、P 积累量(PA) = 植被体内 N、P 浓度(PC) × 植被生物量(PB)^[20-22]。水质测定项目包括 TN、TP、 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 、 BOD_5 、 COD_{Cr} 和高锰酸钾指数; BOD_5 采用稀释接种法; COD_{Cr} 采用重铬酸钾氧化法; $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 采用纳氏试剂分光光度法; TN 采用过硫酸钾—紫外分光光度法; TP 采用钼锑抗分光光度法; 高锰酸盐指数采用酸性 KMnO_4 法^[1-3]。

1.3 数据处理与分析

所有数据采用 Excel 2003 统计,以平均值 ± 标准误差表示(mean ± SE),采用 SPSS 18.0 统计分析软件分别对数据进行单因素方差分析(One-way ANOVA),多重比较采用 LSD,Origin 8.5 作图。

2 结果与分析

2.1 不同类型人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 进出水浓度季节变化

由图 1 可知, $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 的进水和出水浓度波动比较大,并且进水浓度与出水浓度的季节变化规律保持一致,冬季明显高于夏季, $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 进水浓度均高于 3 种不同类型人工湿地出水浓度;进水浓度 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 变化范围为 1.87~5.09 mg/L,垂直流出水浓度为 1.03~2.45 mg/L,潜流出水浓度为 1.03~3.54 mg/L,表面流出水浓度为 0.83~3.87 mg/L;相同时期, $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 出水浓度基本表现为:表面流 > 潜流 > 垂直流。

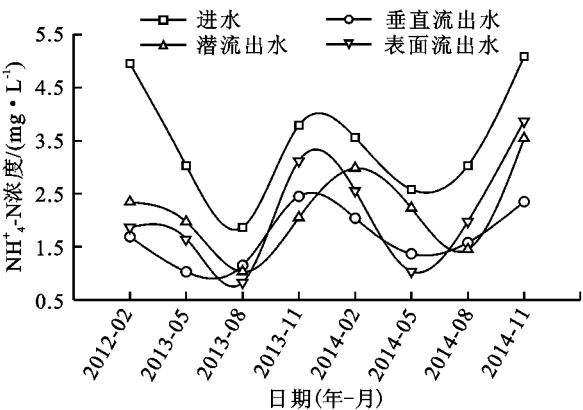


图 1 不同类型人工湿地 $\text{NH}_4^+\text{—N}$ 进出水浓度季节变化

2.2 不同类型人工湿地 TN 进出水浓度季节变化

由图 2 可知,TN 的进水和出水浓度波动比较大,并且进水浓度与出水浓度的季节变化规律保持一致,冬季明显高于夏季,TN 进水浓度均高于 3 种不同类型人工湿地出水浓度;进水浓度 TN 变化范围为 4.1~8.9 mg/L,垂直流出水浓度为 1.3~3.4 mg/L,潜流出水浓度为 1.7~4.5 mg/L,表面流出水浓度为 1.5~

5.2 mg/L;相同时期,TN 出水浓度基本表现为:表面流 > 潜流 > 垂直流。

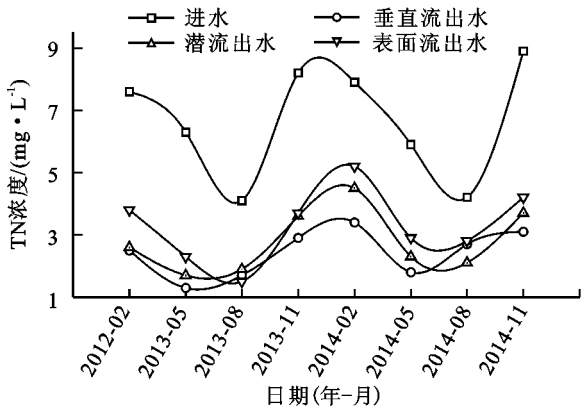


图 2 不同类型人工湿地 TN 进出水浓度季节变化

2.3 不同类型人工湿地 TP 进出水浓度季节变化

由图 3 可知,TP 的进水和出水浓度波动比较大,并且进水浓度与出水浓度的季节变化规律保持一致,冬季明显高于夏季,TP 进水浓度均高于 3 种不同类型人工湿地出水浓度;进水浓度 TP 变化范围在 0.14~0.25 mg/L,垂直流出水浓度为 0.03~0.09 mg/L,潜流出水浓度为 0.07~0.13 mg/L,表面流出水浓度为 0.06~0.14 mg/L;相同时期,TP 出水浓度基本表现为:表面流 > 潜流 > 垂直流。

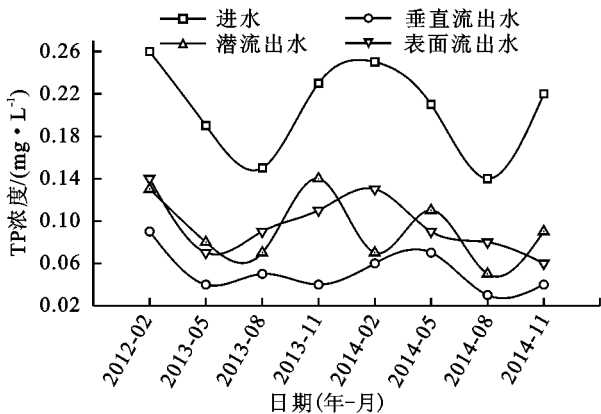


图 3 不同类型人工湿地 TP 进出水浓度季节变化

2.4 不同类型人工湿地高锰酸钾指数进出水浓度季节变化

由图 4 可知,高锰酸钾指数的进水和出水浓度波动比较大,并且进水浓度与出水浓度的季节变化规律保持一致,冬季明显高于夏季,高锰酸钾指数进水浓度均高于 3 种不同类型人工湿地出水浓度;进水浓度高锰酸钾指数变化范围为 6.2~12.7 mg/L,垂直流出水浓度为 2.8~5.3 mg/L,潜流出水浓度为 4.1~7.2 mg/L,表面流出水浓度为 4.7~7.1 mg/L;相同时期,高锰酸钾指数出水浓度基本表现为:表面流 > 潜流 > 垂直流。

2.5 不同类型人工湿地 BOD_5 进出水浓度季节变化

由图 5 可知, BOD_5 的进水和出水浓度波动比较大,并且进水浓度与出水浓度的季节变化规律保持一

致,冬季明显高于夏季, BOD_5 进水浓度均高于3种不同类型人工湿地出水浓度;进水浓 BOD_5 变化范围为 $62.3 \sim 95.3 \text{ mg/L}$,垂直流出水浓度在 $15.2 \sim 28.4 \text{ mg/L}$ 之间,潜流出水浓度为 $21.2 \sim 41.3 \text{ mg/L}$,表面流出水浓度在 $25.4 \sim 44.6 \text{ mg/L}$ 之间;相同时期, BOD_5 出水浓度基本表现为:表面流>潜流>垂直流。

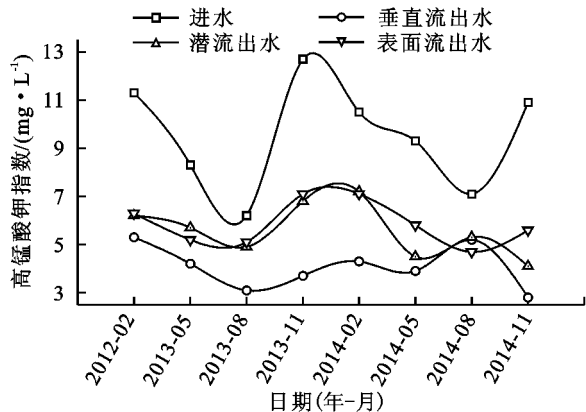


图4 不同类型人工湿地高锰酸钾指数进出水浓度季节变化

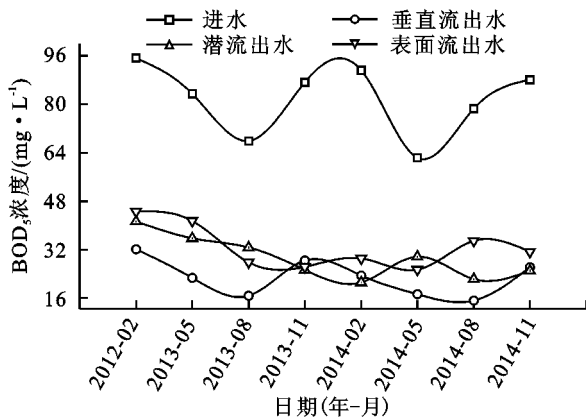


图5 不同类型人工湿地 BOD_5 进出水浓度季节变化

2.6 不同类型人工湿地 COD_{Cr} 进出水浓度季节变化

由图6可知, COD_{Cr} 的进水和出水浓度波动比较大,并且进水浓度与出水浓度的季节变化规律保持一致,冬季明显高于夏季, COD_{Cr} 进水浓度均高于3种不同类型人工湿地出水浓度;进水浓 COD_{Cr} 变化范围为 $103.5 \sim 225.6 \text{ mg/L}$,垂直流出水浓度为 $44.3 \sim 95.3 \text{ mg/L}$,潜流出水浓度为 $44.3 \sim 154.2 \text{ mg/L}$,表面流出水浓度为 $47.8 \sim 162.3 \text{ mg/L}$;相同时期, COD_{Cr} 出水浓度基本表现为:表面流>潜流>垂直流。

2.7 不同类型人工湿地对水质各指标的去除率

由图7可知,3种不同类型人工湿地对 NH_4^+-N 去除率变化范围为 $36\% \sim 64\%$,对 TN 去除率变化范围为 $50\% \sim 62\%$,对 TP 去除率变化范围为 $53\% \sim 75\%$,对高锰酸钾指数去除率变化范围为 $37\% \sim 55\%$,对 BOD_5 去除率变化范围为 $60\% \sim 72\%$,对 COD_{Cr} 去除率变化范围为 $41\% \sim 60\%$;3种不同类型人工湿地

对 TN 、 TP 、高锰酸钾指数、 BOD_5 和 COD_{Cr} 的去除率依次表现为:垂直流>潜流>表面流,而对 NH_4^+-N 的去除率依次表现为:垂直流>表面流>潜流,其中 NH_4^+-N 、 TP 、高锰酸钾指数和 COD_{Cr} 的去除率垂直流显著高于表面流和潜流 ($p < 0.05$),而表面流和潜流差异不显著 ($p > 0.05$),3种不同类型人工湿地对 BOD_5 的去除率差异均不显著 ($p > 0.05$);表面流和潜流人工湿地对 TN 的去除率差异不显著 ($p > 0.05$),潜流和表面流差异不显著 ($p > 0.05$)。

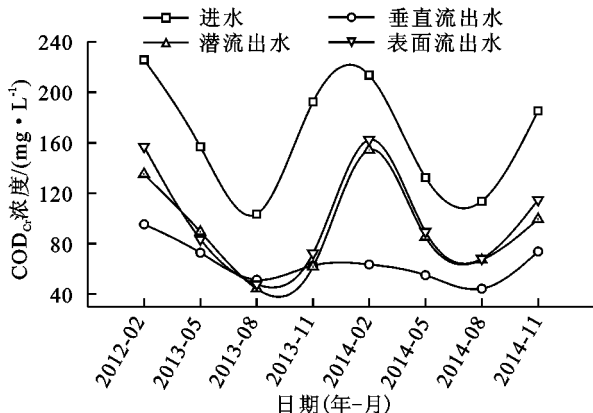


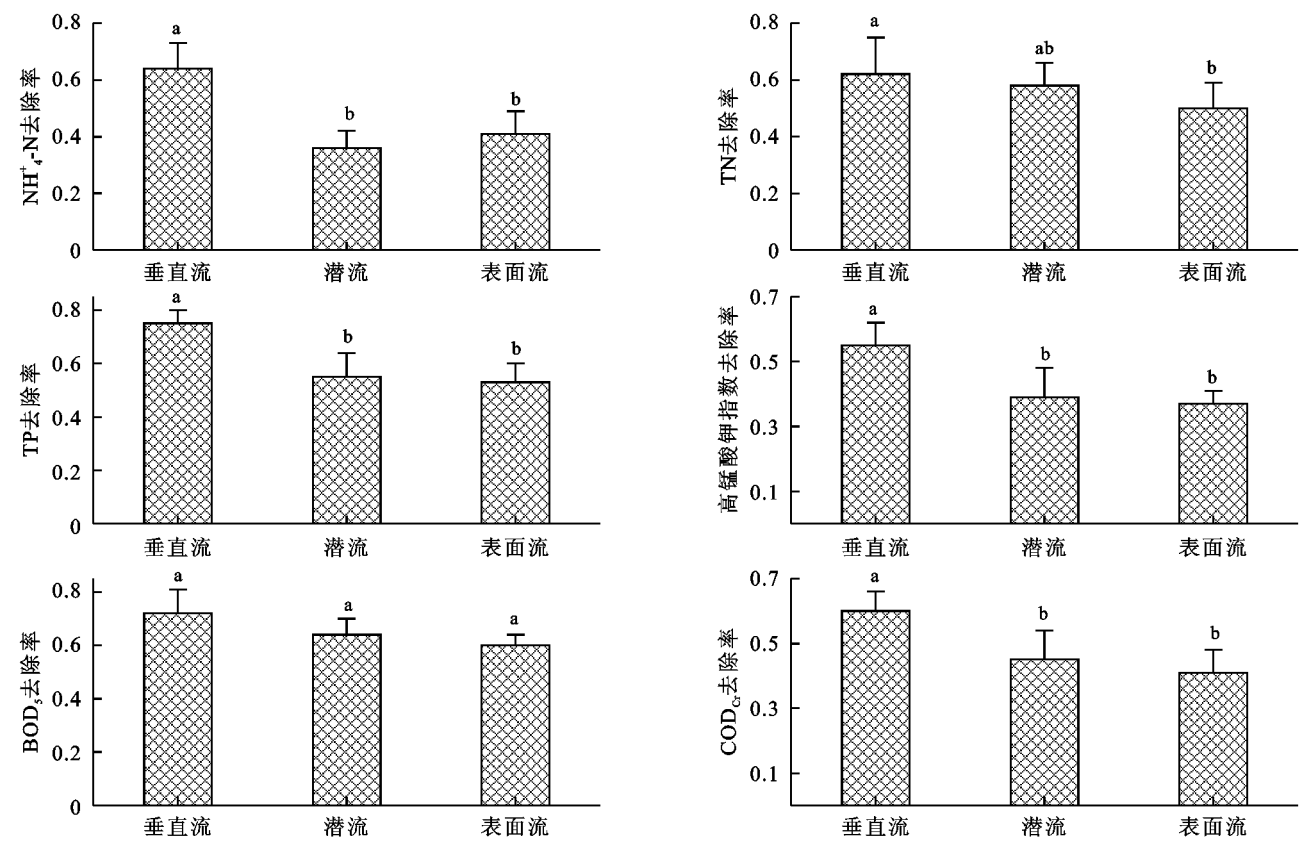
图6 不同类型人工湿地 COD_{Cr} 进出水浓度季节变化

2.8 不同类型人工湿地植被生理特性

由表1可知,垂直流、潜流和表面流3种不同类型人工湿地植物地上生物量变化范围为 $201.6 \sim 259.5 \text{ g/m}^2$,地下生物量变化范围为 $105.8 \sim 156.8 \text{ g/m}^2$,A/U变化范围为 $1.62 \sim 1.91$,N含量变化范围为 $15.2 \sim 24.6 \text{ g/mg}$,P含量变化范围为 $1.9 \sim 3.5 \text{ g/mg}$,N积累量变化范围为 $4.67 \sim 10.24 \text{ g/m}^2$,P积累量变化范围为 $0.66 \sim 1.46 \text{ g/m}^2$;其中地上和地下生物量均表现为垂直流>潜流>表面流,并且3种类型人工湿地地上和地下生物量差异均显著 ($p < 0.05$),垂直流人工湿地植被N含量、P含量、N积累量和P积累量均显著高于潜流和表面流 ($p < 0.05$),潜流和表面流差异不显著 ($p > 0.05$)。

2.9 人工湿地植被 N、P 积累量与生物量和 N、P 含量之间的关系

由原始数据拟合得到的回归关系经统计学检验得到拟合度参数 R^2 ,并在 $p < 0.05$ 和 $p < 0.01$ 水平检验相关系数的显著性,F检验结果表明,表中的线性回归关系均达到极显著水平。由表2可知,3种不同类型人工湿地植物的N、P积累量分别与生物量、N含量、P含量均呈显著的线性关系 ($p < 0.01$),其中生物量与N、P积累量的相关系数高于N含量和P含量,由此我们可以推测通过生物量来评价植物对N、P去除的作用。



注:不同小写字母表示差异显著($p<0.05$)。下同。

图 7 不同类型人工湿地对水质各指标的去除率

表 1 不同类型人工湿地植被生理特性

项目	地上生物量/ (g·m ⁻²)	地下生物量/ (g·m ⁻²)	根冠比	N 含量/ (mg·g ⁻¹)	P 含量/ (mg·g ⁻¹)	N 积累量/ (g·m ⁻²)	P 积累量/ (g·m ⁻²)
垂直流	259.5±15.8a	156.8±18.5a	1.65	24.6±3.7a	3.5±0.8a	10.24±2.54a	1.46±0.57a
潜流	215.3±32.8b	132.7±13.9b	1.62	16.3±2.9b	1.9±0.6b	5.67±1.37b	0.66±0.13b
表面流	201.6±24.5c	105.8±11.7c	1.91	15.2±4.8b	2.3±0.7b	4.67±1.79b	0.71±0.21b

注:同列不同小写字母表示差异显著($p<0.05$)。下同。

表 2 人工湿地植被 N、P 积累量与生物量和 N、P 含量之间的关系

x	y	拟合直线方程	R ²	F	P
N 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y=45.789x+146.981	0.9132	86.324	0.000**
P 积累量(g/m ²)	生物量(g/m ²)	y=134.56x+56.324	0.8875	83.156	0.001**
N 积累量(g/m ²)	N 含量(mg/g)	y=0.4698x+10.452	0.7141	75.324	0.002**
P 积累量(g/m ²)	P 含量(mg/g)	y=0.5689x+2.397	0.8012	79.256	0.002**

** 相关性在 0.01 水平上显著(双尾), * 相关性在 0.05 水平上显著(双尾)。

3 讨论与结论

不同人工湿地基质和地上植株的不同生长状况会导致其净化水质机理较为复杂^[4-6]。本研究不同不同类型人工湿地净化水质效果存在一定差异,综合 3 种人工湿地净化水质效果(图 7),以垂直流人工湿地对水质中各项指标去除率最大,潜流人工湿地次之,表面流人工湿地去除效果最差,充分体现在对 BOD₅ 的去除,说明不同类型人工湿地对污染物的去除效果和

机理不同。基质的吸附、植被的截流、过滤以及微生物的新陈代谢等活动是人工湿地净化水质的主要过程^[8,23],N 循环较为复杂,主要通过氨的挥发、硝化、反硝化过程、介质的吸附、微生物固氮和以及氮的迁移转化得以去除;对 NH₄⁺-N 的去除主要是通过好氧微生物的降解^[24-25];P 的去除主要以吸附为主,随泥沙颗粒在介质中被截留,通过植物吸收、物理化学作用及微生物降解三方面作用去除,通过微生物的作用和植被的输氧作用形成了氧化态的根区,为好氧、

兼性和厌氧微生物提供了各自适宜的生境,有利于微生物在人工湿地纵深的扩展,从而促进了深层基质中微生物的生长和繁殖^[24,26-27];潜流和表面流人工湿地基质相同,因此它们对 TP 的去除能力没有显著差异($p < 0.05$);由于表面流人工湿地土壤基质孔隙度低,水在基质表面流动,复氧能力差,为微生物生长提供载体的基质仅为表层部分,部分污染物随水流从基质表面漫流而过,吸附作用仅仅停留在基质表层^[28-29];而垂直流基质均为孔隙度较高的砾石,不仅复氧能力优于土壤基质,而且为微生物提供了大量的挂膜空间,因此复氧能力强的垂直流人工湿地是最佳选择。

综合人工湿地植被净化水质效果来看,3 种人工湿地对水质去除率均表现为夏季和秋季 > 春季和冬季,在很大程度上依赖于植被生长的季节动态变化^[30-31]。湿地植被在春季处于萌芽阶段,生长较为缓慢,未与基质、土壤等形成完整的去污生态系统,此时的人工湿地对水质的去除效果偏低,吸收作用还没有明显地表现出来,夏季和秋季植被迅速生长和繁殖,去除效果也更加明显,有助于其根区微生物等的繁殖,这个时期对洞庭湖水质的去除效果最为明显,冬季人工湿地植被开始枯黄、根系也逐渐溃烂,净化水质效果缓慢下降等,导致秋季以后其去除效果呈现下降趋势。此外,在去除各类污染物的过程中微生物是主要承担者,冬、春季节较低的温度影响了微生物酶活性,从而导致人工湿地对水质各指标的去除效果降低^[32-33]。此外,人工湿地中美人蕉新生须根较多,有利于根区微生物的着生,优选根系发达、生物量较大、富集污染元素较强的植被构建各种植被组合的人工湿地是净化水质的关键措施。

通过对 3 种人工湿地地上植被调查发现(表 1),人工湿地植被地上部生物量和地下部生物量所占的比例各不相同,地上部生物量均大于地下部生物量,就植株体内的 N、P 含量而言,地上部分 N 和 P 积累量高于地下部分,这种生物量的分配模式体现了 N、P 元素生长部位的分配特点,属于植物对 N 和 P 内在生长特性的平衡调节^[30-31]。N、P 积累量能够反映植被对 N、P 的直接去除能力,而营养物质的分配特点会涉及到采取的收割方式^[34-36]。本研究人工湿地植被可以通过地上部分的收割去除大部分的 N、P 积累量,使其移出生态系统。同时,本研究中植物体 N、P 积累量主要与植物的生物量存在极显著线性相关(表 2),生物量对 N、P 积累量的影响大于植物体内 N、P 含量的影响,所以选择适宜人工湿地物种,通过增加植物的地上生物量达到定期去除 N、P 的效果。

人工湿地整合和协调了土壤基质—微生物—植

被的净化机理,但基质的吸附净化容量达到饱和时,其净化作用随着植被的生长可能发生变化,因此人工湿地长期的净化效果仍有待进一步研究。此外,人工湿地植被的净化效果还与植被的生长速度、生长阶段、植被的生物量、植被根区微生物作用等有关^[30-31]。在未来研究过程中,需结合水质状况及当地气候特点有针对性地选择合适的湿地植被,最大限度地发挥湿地植被的净化作用。

参考文献:

- [1] Abe K, Komada M, Ookuma A, et al. Purification performance of a shallow free-water-surface constructed wetland receiving secondary effluent for about 5 years [J]. *Ecological Engineering*, 2014, 69: 126-133.
- [2] Xu D, Li Y, Fan X, et al. Influence of earthworm *Eisenia fetida* on *Iris pseudacorus*'s photosynthetic characteristics, evapotranspiration losses and purifying capacity in constructed wetland systems [J]. *Water Science & Technology*, 2013, 68(2): 335-341.
- [3] Zhong F, Wu J, Dai Y, et al. Effects of front aeration on the purification process in horizontal subsurface flow constructed wetlands shown with 2 D contour plots [J]. *Ecological Engineering*, 2014, 73: 699-704.
- [4] Matamoros V, Salvadó V. Evaluation of the seasonal performance of a water reclamation pond-constructed wetland system for removing emerging contaminants [J]. *Chemosphere*, 2012, 86(2): 111-117.
- [5] Berglund B, Khan G A, Weisner S E B, et al. Efficient removal of antibiotics in surface-flow constructed wetlands, with no observed impact on antibiotic resistance genes [J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 476: 29-37.
- [6] Hu Y, Zhao Y, Zhao X, et al. High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(8): 4583-4590.
- [7] Lu X M, Lu P Z, Chen J. Effects of Planting Densities on Water Quality Improvements and *Pontederia cordata*'s Physiology [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2014, 16(5): 469-481.
- [8] Zhang T, Xu D, He F, et al. Application of constructed wetland for water pollution control in China during 1990—2010 [J]. *Ecological Engineering*, 2012, 47: 189-197.
- [9] Canga E, Dal Santo S, Pressl A, et al. Comparison of nitrogen elimination rates of different constructed wetland designs [J]. *Water Science & Technology*, 2011, 64(5): 1122-1129.
- [10] Villasenor J, Capilla P, Rodrigo M A, et al. Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland - microbial fuel cell treating wastewater under

- different organic loading rates[J]. *Water Research*, 2013, 47(17): 6731-6738.
- [11] Liu S, Lou S, Kuang C, et al. Water quality assessment by pollution-index method in the coastal waters of Hebei Province in western Bohai Sea, China[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2011, 62(10): 2220-2229.
- [12] Ebenstein A. The consequences of industrialization: evidence from water pollution and digestive cancers in China[J]. *Review of Economics and Statistics*, 2012, 94(1): 186-201.
- [13] Liu J, Yang W. Water sustainability for China and beyond[J]. *Science*, 2012, 337(6095): 649-650.
- [14] 万群, 李飞, 祝慧娜, 等. 东洞庭湖沉积物中重金属的分布特征, 污染评价与来源辨析[J]. *环境科学研究*, 2012, 24(12): 1378-1384.
- [15] 王雯雯, 王书航, 姜霞, 等. 洞庭湖沉积物不同形态氮赋存特征及其释放风险[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(6): 589-605.
- [16] 黄代中, 万群, 李利强, 等. 洞庭湖近 20 年水质与富营养化状态变化[J]. *环境科学研究*, 2013, 26(1): 27-33.
- [17] 田泽斌, 王丽婧, 李小宝, 等. 洞庭湖出入湖污染物通量特征[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(9): 1008-1015.
- [18] 孙占东, 黄群, 姜加虎. 洞庭湖主要生态环境问题变化分析[J]. *长江流域资源与环境*, 2011, 20(9): 1108-1113.
- [19] 王岩, 姜霞, 李永峰, 等. 洞庭湖氮磷时空分布与水体营养状态特征[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(5): 484-491.
- [20] 郭雪莲, 吕宪国. 三江平原湿地典型植物群落氮的积累与分配[J]. *生态环境学报*, 2012, 21(1): 59-63.
- [21] 胡伟芳, 章文龙, 张林海, 等. 中国主要湿地植被氮和磷生态化学计量学特征[J]. *植物生态学报*, 2014, 38(10): 1041-1052.
- [22] 徐希真, 黄承才, 徐青山, 等. 模拟人工湿地中植物多样性配置对硝态氮去除的影响[J]. *生态学杂志*, 2012, 31(5): 1150-1156.
- [23] Korboulewsky N, Wang R, Baldy V. Purification processes involved in sludge treatment by a vertical flow wetland system; focus on the role of the substrate and plants on N and P removal[J]. *Bioresource Technology*, 2012, 105: 9-14.
- [24] Kou Y, Lu X, Zhang Z, et al. Nitrogen retention and purification efficiency study for typical wetlands in West Jilin; Effects based on microcosm experiment and phosphorus increase[J]. *Journal of Food, Agriculture & Environment*, 2012, 10(2): 1035-1040.
- [25] Wu S, Kuschik P, Brix H, et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment; a nitrogen and organic matter targeted review[J]. *Water Research*, 2014, 57: 40-55.
- [26] He W, Zhang Y, Tian R, et al. Modeling the purification effects of the constructed Sphagnum wetland on phosphorus and heavy metals in Dajihu Wetland Reserve, China[J]. *Ecological Modelling*, 2013, 252: 23-31.
- [27] Vohla C, K iv M, Bavor H J, et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands; A review[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(1): 70-89.
- [28] Regueiro J, Matamoros V, Thibaut R, et al. Use of effect-directed analysis for the identification of organic toxicants in surface flow constructed wetland sediments[J]. *Chemosphere*, 2013, 91(8): 1165-1175.
- [29] Akinbile C O, Yusoff M S, Zuki A Z A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*[J]. *Waste Management*, 2012, 32(7): 1387-1393.
- [30] Canga E, Dal Santo S, Pressl A, et al. Comparison of nitrogen elimination rates of different constructed wetland designs[J]. *Water Science & Technology*, 2011, 64(5): 1122-1129.
- [31] Villasenor J, Capilla P, Rodrigo M A, et al. Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland-microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates[J]. *Water Research*, 2013, 47(17): 6731-6738.
- [32] Saeed T, Sun G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 112: 429-448.
- [33]  vila C, Reyes C, Bayona J M, et al. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands; influence of redox[J]. *Water Research*, 2013, 47(1): 315-325.
- [34] Braeckvelt M, Reiche N, Trapp S, et al. Chlorobenzene removal efficiencies and removal processes in a pilot-scale constructed wetland treating contaminated groundwater[J]. *Ecological Engineering*, 2011, 37(6): 903-913.
- [35] Dunne E J, Coveney M F, Marzolf E R, et al. Nitrogen dynamics of a large-scale constructed wetland used to remove excess nitrogen from eutrophic lake water[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 61: 224-234.
- [36] Carvalho P N, Araújo J L, Mucha A P, et al. Potential of constructed wetlands microcosms for the removal of veterinary pharmaceuticals from livestock wastewater[J]. *Bioresource Technology*, 2013, 134: 412-416.