中国生态农业学报 2018 年 4 月 第 26 卷 第 4 期
Chinese Journal of Eco-Agriculture, Apr. 2018, 26(4): 616−626

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170537

刘海琴, 邱园园, 闻学政, 王岩, 张迎颖, 宋伟, 张志勇. 4 种水生植物深度净化村镇生活污水厂尾水效果研究[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(4): 616−626

LIU H Q, QIU Y Y, WEN X Z, WANG Y, ZHANG Y Y, SONG W, ZHANG Z Y. The deep purification of four aquatic macrophytes for tailrace of rural sewage treatment plants[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2018, 26(4): 616−626

4 种水生植物深度净化村镇生活污水厂尾水效果研究*

刘海琴[1†], 邱园园[1,2†], 闻学政[1], 王 岩[1], 张迎颖[1], 宋 伟[1], 张志勇[1**]

(1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/农业部长江下游平原农业环境重点实验室 南京 210014; 2. 南京理工大学环境与生物工程学院 南京 210094)

摘 要: 通过设置动态模拟试验, 持续进水、出水条件下分析比较了漂浮植物凤眼莲和水浮莲、沉水植物轮叶黑藻和挺水植物黄菖蒲对村镇生活污水厂(一级 A 标准)尾水深度净化效果, 筛选出具有去污效果优势的水生植物, 为优化水生植物生态修复工程技术在尾水深度净化中的应用提供依据。结果表明: 经水生植物深度净化后, 尾水水质得到明显改善, 漂浮植物凤眼莲和水浮莲对尾水氮、磷的净化效果优于挺水植物黄菖蒲和沉水植物轮叶黑藻。试验周期内, 污水厂尾水总氮、总磷和高锰酸盐指数(COD_{Mn})平均浓度为 12.22 $mg·L^{-1}$、0.38 $mg·L^{-1}$ 和 3.88 $mg·L^{-1}$, 凤眼莲、水浮莲、轮叶黑藻、黄菖蒲和对照各系统的总氮平均去除率分别为 46.25%、45.74%、43.41%、38.39%和 29.22%, 总磷去除率分别为 36.84%、34.21%、31.58%、28.95%和 26.32%, COD_{Mn} 去除率分别为 42.27%、30.93%、32.47%、32.47%和 37.89%。凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲和轮叶黑藻生物量净增长率分别为 550.5%、418.8%、210.6%和 80.3%, 凤眼莲生物量净增率最大。各处理系统内凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲和轮叶黑藻对尾水氮富集量分别为 7.36 g、2.33 g、5.12 g 和 4.46 g, 对磷的富集量分别为 0.60 g、0.19 g、0.33 g 和 0.78 g, 凤眼莲富集氮能力优于另外 3 种水生植物, 轮叶黑藻磷富集量高于另外 3 种水生植物。凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲和轮叶黑藻植株吸收作用对尾水总氮去除的表观贡献率分别为 15.29%、4.90%、11.17%和 11.34%, 对尾水总磷去除的表观贡献率分别为 50.34%、17.17%、35.24%和 76.34%。因此, 可利用漂浮植物凤眼莲和沉水植物轮叶黑藻立体复合种养的方式深度净化生活污水厂尾水。

关键词: 村镇生活污水; 污水处理厂尾水; 水生植物; 深度净化; 生态修复; 氮; 磷

中图分类号: X173 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2018)04-0616-11

The deep purification of four aquatic macrophytes for tailrace of rural sewage treatment plants*

LIU Haiqin[1†], QIU Yuanyuan[1,2†], WEN Xuezheng[1], WANG Yan[1], ZHANG Yingying[1], SONG Wei[1], ZHANG Zhiyong[1**]

(1. Institute of Agricultural Resources and Environmental Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences / Key Laboratory of Agro-environment in Downstream Yangtze Plain, Ministry of Agriculture, Nanjing 210014, China; 2. School of Environmental and Biological Engineering, Nanjing University of Science and Technology, Nanjing 210094, China)

* 江苏省农业科技自主创新基金项目(CX(15)1004-06)资助

** 通信作者: 张志勇, 主要从事污染水体治理研究。E-mail: jaaszyzhang@126.com

† 同等贡献者: 刘海琴, 主要从事污染水体治理研究, E-mail: zh84391231@163.com; 邱园园, 主要从事污染水体治理研究, E-mail: 1252735038@qq.com

收稿日期: 2017-06-09 接受日期: 2017-09-30

* This study was funded by the Agriculture Science and Technology Innovation Fund of Jiangsu Province (CX(15)1004-06).

** Corresponding author, E-mail: jaaszyzhang@126.com

† Equal contributors

Received Jun. 9, 2017; accepted Sep. 30, 2017

Abstract: To provide theoretical basis for optimized application of restoration engineering of aquatic macrophytes in deep purification of tail water of rural sewage treatment plant, a dynamic simulation experiment with running water was conducted, in which the purifying effects of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Hydrilla verticillata*, and *Iris pseudacorus* on effluent from sewage treatment works (STW) were compared. Based on the results, plant systems significantly improved water quality of effluent from STW. The purifying effects of *E. crassipes* and *P. stratiotes* on nitrogen (N) and phosphorus (P) in STW effluent were better than those of *I. pseudacorus* and *H. verticillata*. The average concentration of total nitrogen (TN) in STW effluent was 12.22 $mg \cdot L^{-1}$. The average removal efficiency of TN by *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *I. pseudacorus*, *H. verticillata* and control group were 46.25%, 45.74%, 43.41%, 38.39% and 29.22%, respectively. The average concentration of total phosphorus (TP) in STW effluent was 0.38 $mg \cdot L^{-1}$. The average removal efficiency of TP by the five experimental treatments were 36.84%, 34.21%, 31.58%, 28.95% and 26.32%, respectively. The average concentration of permanganate index (COD_{Mn}) in STW effluent was 3.88 $mg \cdot L^{-1}$. The average removal rates of COD_{Mn} in the five experimental treatments were 42.27%, 30.93%, 32.47%, 32.47% and 37.89%, respectively. The net growth rates of *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *H. verticillata*, and *I. pseudacorus* biomass were 550.5%, 418.8%, 210.6% and 80.3%, respectively. The amount of TN absorbed by *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *H. verticillata*, *I. pseudacorus* were 7.36 g, 2.33 g, 5.12 g and 4.46 g, respectively. The amounts of absorption of TP by the four aquatic plants were 0.60 g, 0.19 g, 0.33 g and 0.78 g, respectively. The ability of *E. crassipes* to assimilate nitrogen was stronger than the other three aquatic plants. Meanwhile, the ability of *H. verticillata* to assimilate phosphorus was stronger than the other three aquatic macrophytes. The apparent contribution rates of absorption by *E. crassipes*, *P. stratiotes*, *H. verticillata*, *I. pseudacorus* to nitrogen removal were 15.29%, 4.90% 11.17% and 11.34%, respectively. Meanwhile, the apparent contribution rates of absorption by the four plants to phosphorus removal were 50.34%, 17.17%, 35.24% and 76.34%, respectively. It was feasible and effective to cultivate the floating plant of *E. crassipes* and submerged plant of *H. verticillata* in different water layers and combinations in space for deep purification of STW effluent.

Keywords: Rural sewage; Sewage treatment plant tailrace; Aquatic plant; Deep purification; Ecological restoration; Nitrogen; Phosphorus

水体富营养化是目前水环境污染的一个主要问题，引起了人们的广泛关注和政府部门的高度重视，氮、磷浓度过高是水体富营养化的关键原因。目前，城市污水厂的大量建立和排放标准的严格执行，工业废水和城市生活污水等点源污染得到了有效控制。但对于农村面源污染的重视程度远远不够，农村面源污染已经取代点源污染成为水环境污染的重要来源[1]。农村污水排放具有污染分散、间歇排放、铵态氮含量高、重金属等有毒有害物质较少等特点，且农村生活污水排放和当地农民生活方式与作息规律密切相关[2]。目前村镇污水厂主要以 A^2O 工艺生物处理为主，污水厂尾水排放执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)一级 A 标准，允许的最高总氮(TN)和总磷(TP)排放浓度分别为 15.0 $mg \cdot L^{-1}$ 和 0.5 $mg \cdot L^{-1}$，仍然比《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中Ⅴ类水 TN 和 TP 浓度(2.0 $mg \cdot L^{-1}$、0.2 $mg \cdot L^{-1}$)分别高 6.5 倍和 1.5 倍。污水中氮、磷的去除是治理富营养化水体的关键。然而，投入大量资金修复富营养化湖泊水体，并不能从根本上解决其富营养化问题，只能延缓其发展趋势。减少入湖河流水体中的污染物尤其水体氮、磷浓度才能从根本上减缓水体的富营养化现象。污水厂排放的较高氮、磷浓度尾水是入湖河流氮、磷的一个重要来源[3]。因此，深度净化污水厂尾水，进一步削减水体中的氮、磷污染物非常必要。污水厂尾水高浓度常规污水深度处理技术包括活性炭吸附、膜分离、离子交换和高级氧化等物理化学方法[4-5]，以及曝气生物滤池和生物接触氧化法等生物法[6-9]。近几年，人工湿地也广泛应用于尾水的深度净化[10-11]。这些尾水深度净化措施在应用过程中均存在一定的缺陷，如：物理化学法处理流程复杂；膜反应器存在膜污染；活性炭的再生成本高；高级氧化法的运行费用高，推广难度大问题；人工湿地法存在植物腐败滋生二次污染且基质使用寿命短的缺点。根据农村污水来源和村镇污水厂尾水排放特点，从生态效益和经济效益综合考虑，利用水生植物具有高氮磷富集能力和资源化利用潜力的特点，削减源头污染物，养分循环再利用，可以创建水生植物深度净化污水厂尾水和氮磷等养分再利用的生态治理新模式。

目前水生植物修复技术主要应用于富营养化湖泊或其他富营养化水体的生态修复中，在尾水深度净化方面研究和应用较少。水生植物生态特性不同，对水体氮、磷的去除效果和机制不同。刘士哲等[12]研究 3 种漂浮植物对富营养化水体的净化效果，发现漂浮植物对富营养化水体具有较好的净化效果。唐艺璇等[13]研究了 3 种挺水植物对富营养化水体效果的研究，表明 3 种挺水植物对水体氮、磷吸收特性具有差异性，适合修复的水体类型不同。吴娟等[14]研究了沉水植物轮叶黑

藻(*Hydrilla verticillata*)对富营养化湖泊水体和沉积物中氮、磷去除效果，发现轮叶黑藻可以显著提高水体溶解氧(DO)和沉积物氧化还原电位(ORP)，有效降低水体和沉积物中的氮、磷含量。由上述研究可知水生植物可应用于水体氮、磷的去除，且不同水生植物具有不同的吸收氮、磷特性，因此对于特定水体植物修复技术中的植物筛选研究具有必要性。

研究表明，水生植物净化水体氮、磷的能力与水体流动模式有关，流动水体 TN、TP 的去除率远低于静止水体[15]；低负荷氮、磷含量水生系统中，水生植物对氮、磷的去除起主要作用[16]，而在高氮、磷负荷的系统中，虽然植物吸收量增加，但是其吸收量占水体损失量比例却是降低趋势[17]。张志勇等[18]研究发现不同的水力负荷条件下，凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)对富营养化水体 TN、TP 的去除率不同，随水力负荷的增加而减少。目前水生植物已被广泛应用于多类污染水体的生态修复，但对于污水厂尾水深度净化以及对氮、磷等污染物的削减能力方面的研究较少，尤其对于村镇污水厂尾水的水生植物生态处理研究更少。

本研究以南京市高淳区东坝镇生活污水厂实际排放尾水为深度净化对象，构建小型动态模拟试验装置，研究了凤眼莲、水浮莲(*Pistia stratiotes*)、轮叶黑藻和黄菖蒲(*Iris pseudacorus*)4 种水生植物对同一尾水的深度净化效果，以期为后续污水厂尾水深度净化生态工程的水生植物筛选提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试植物：凤眼莲，俗名水葫芦，雨久花科(Pontederiaceae)凤眼莲属，多年生漂浮植物；水浮莲，天南星科(Araceae)大薸属，多年生漂浮植物；轮叶黑藻，水鳖科(Hydrocharitaceae)黑藻属，多年生沉水植物；黄菖蒲，鸢尾科(Iridaceae)鸢尾属，多年生挺水植物。4 种水生植物均采自江苏省农业科学院 1#塘。进水来自东坝镇生活污水厂实际每天排放的尾水，其主要理化指标见表 1。用水泵直接从污水厂出水口抽入到 1 000 L 的储水箱，采用 20 个 300 L 白色周转箱作为试验容器，中转箱长、宽、高分别为 0.90 m、0.55 m、0.65 m。

表 1 试验用村镇污水处理厂尾水的主要理化指标

Table 1 Main physicochemical indexes of the tailrace of rural sewage treatment plant used in the experiment

	温度 Temperature (℃)	pH	溶解氧 Dissolved oxygen ($mg·L^{-1}$)	氧化还原电位 Oxidation-reduction potential (mV)	电导率 Electrical conductivity ($\mu S·cm^{-1}$)	高锰酸盐指数 Permanganate index ($mg·L^{-1}$)	总氮 Total nitrogen ($mg·L^{-1}$)	铵态氮 Ammonia nitrogen ($mg·L^{-1}$)	总磷 Total phosphorus ($mg·L^{-1}$)
范围 Range	26.7~12.8	7.3~8.9	5.9~12.5	88.3~207.8	277.7~478.0	2.0~4.6	7.52~21.81	0.88~4.43	0.14~0.80
均值 Mean	20.0	8.1	10.2	150.8	386.8	3.88	12.22	1.35	0.38

1.2 试验设计

2016年8月26日至11月25日，在南京市高淳区东坝镇生活污水处理厂(31°17′28.0″N、119°02′29.3″E)北侧一个通风透光的挡雨棚中进行试验。构建水生植物动态模拟试验装置(图1)。本试验设置5个处理组，每组4 个重复，分别为凤眼莲组、水浮莲组、轮叶黑藻组、黄菖蒲组和对照组。利用小流量潜水泵将污水厂尾水持续抽入5个处理组的试验装置中，水力停留时间(HRT)为3 d，水力负荷为0.20 $m^3·m^{-2}·d^{-1}$。除对照组外，其他4组相对应地均分别投放2.53 $kg·m^{-2}$植株，其中黄菖蒲固定在白色泡沫板上，除沉水植物轮叶黑藻外，其余处理系统中植物的水面覆盖度均为80%。每6 d采集水样1次，每个处理采集4个重复，每个重复采集500 mL水样。现场测定水体水温、溶解氧(DO)、pH、氧化还原电位(ORP)和电导率(EC)；采集的水样及时带回实验室测定。植物样每15 d采集1次，现场测定株高、根长和SPAD值(轮叶黑藻除外)，每种植物测定4次；每个重复装置采集3株植株带回实验室，测定植株

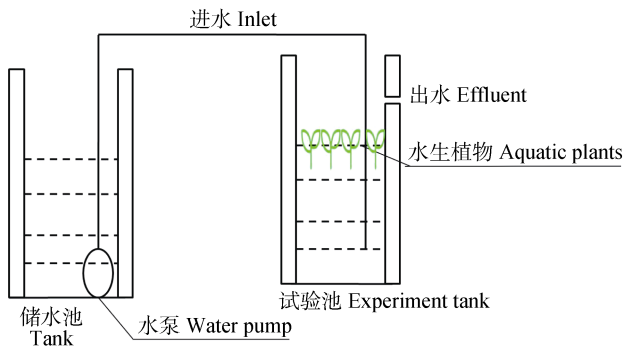

图 1 水生植物深度净化村镇污水处理厂尾水动态模拟试验装置图

Fig. 1 Sketch of the dynamic simulation device of the deep purification of rural sewage treatment plant tailrace with aquatic plants

干物质含量和氮磷含量。试验结束时(2016 年 11 月 25 日)采收各处理系统内植物，并用自来水冲洗干净，称量生物量(鲜重)。

1.3 分析方法与数据处理

水温、pH、溶解氧(DO)、氧化还原电位(ORP)和电导率(EC)采用 YSI professional plus (USA)测定仪现场测定。水样总氮(TN)、铵态氮(NH_4^+-N)和总磷(TP)采用 SEAL AA3 连续流动分析仪测定；高锰酸盐指数(COD_{Mn})采用酸性高锰酸盐滴定法测定；水生植物鲜重采用称重法测定；植株 TN 和 TP 含量采用浓 H_2SO_4-H_2O_2 消解法测定，测定方法详见《土壤农业化学分析方法》[19]。试验数据结果用平均值±标准偏差表示，统计分析采用 SPSS 22.0 软件处理，对水质参数比较差异进行单因素方差分析，多重比较选用 LSD 检验，显著性水平设置为 $P<0.05$，作图均采用 Origin 8.5 软件。

2 结果与分析

2.1 不同水生植物对村镇污水厂尾水水体理化指标的影响

2.1.1 pH 和溶氧量(DO)

如图 2A 所示，进水 pH 变化范围是 7.3~8.9，5 个处理组出水与进水 pH 变化趋势相同，其中对照组 pH 为 8.4~10.1，极显著高于进水和 4 种水生植物处理组($P<0.01$)；凤眼莲、水浮莲漂浮植物处理组 pH 显著低于进水($P<0.05$)；黄菖蒲处理组 pH 低于进水，但差异不显著($P>0.05$)；轮叶黑藻处理组出水 pH 高于进水，但不存在显著性差异($P>0.05$)。凤眼莲、水浮莲和黄菖蒲出水 pH 接近中性，均值分别为 7.2、7.4 和 7.7。

如图 2B 所示，进水 DO 浓度为 5.9~13.7 mg·L^{-1}，变化幅度较大，呈先升高后降低的变化趋势，试验周期内，均值为 10.2 mg·L^{-1}；凤眼莲、水浮莲及黄菖蒲处理组出水 DO 浓度显著低于进水，均值分别为 5.8 mg·L^{-1}、6.1 mg·L^{-1} 和 8.3 mg·L^{-1}；轮叶黑藻处理组出水与进水 DO 浓度不存在显著差异，均值为 9.3 mg·L^{-1}；对照组出水显著高于进水，均值为 12.5 mg·L^{-1}。

2.1.2 氧化还原电位(ORP)和电导率(EC)

如图 3A 所示，整个试验周期内，进水 ORP 在 88.3~207.8 mV 波动，平均值为 150.8 mV，呈先升高后降低再升高的变化趋势，进水与 5 个处理组出水之间无显著性差异；凤眼莲、水浮莲和黄菖蒲 3 种水生植物处理组出水 ORP 略高于进水，显著高于对照组出水，其均值分别为 164.1 mV、156.3 mV、152.5mV。试验初始阶段，轮叶黑藻处理组出水略低于进水，随着试验进行，其出水略高于进水，显著高于对照组出水，显著低于另外 3 种水生植物处理组，均值为 139.8 mV。

试验水体 EC 变化如图 3B 所示。进水 EC 在 307.3~444.7 μS·cm^{-1} 波动，均值为 391.3 μS·cm^{-1}，呈先升高后降低再升高的变化趋势。5 个处理组出水 EC 与进水变化趋势相同，略低于进水，但不存在显著性差异，且 5 个处理组出水 EC 间也无显著性差异。凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲、轮叶黑藻处理组和对照组出水 EC 均值分别为 355.5 μS·cm^{-1}、368.0 μS·cm^{-1}、370.0 μS·cm^{-1}、384.5 μS·cm^{-1} 和 347.2 μS·cm^{-1}。

2.2 不同水生植物对村镇污水厂尾水污染物的去除效果

2.2.1 高锰酸盐指数(COD_{Mn})的去除效果

COD_{Mn} 可以反映水体中可被氧化的有机物含量。试验水体 COD_{Mn} 变化如图 4 所示。进水 COD_{Mn} 为 2.0~4.6 mg·L^{-1}，均值为 3.88 mg·L^{-1}，低于《水环境质量标准》III类水，浓度较低，但整体上 5 个处理组对尾水有机物都有一定的削减作用。试验周期内，凤眼莲、水浮莲、轮叶黑藻、黄菖蒲处理组和对照组出水 COD_{Mn} 浓度均值分别为 2.41 mg·L^{-1}、2.68 mg·L^{-1}、2.62 mg·L^{-1}、2.62 mg·L^{-1} 和 2.41 mg·L^{-1}，5 个处理组 COD_{Mn} 平均去除率分别为 42.27%、30.93%、32.47%、32.47%和 37.89%。5 个处理组之间无显著性差异，有机物降解效果较低，可能原因是水体本身的有机物含量较低，水生植物作用不明显。空白对照组滋生了大量的藻类，对水体有机物起到一定的降解作用。

2.2.2 总氮(TN)的去除效果

试验水体 TN 变化趋势如图 5 所示。试验周期内，进水 TN 变化幅度为 7.52~21.81 mg·L^{-1}，变化波动较大，均值为 12.22 mg·L^{-1}；凤眼莲、水浮莲、轮叶黑藻、黄菖蒲处理组和对照组出水 TN 浓度变化幅度分别为 3.95~12.70 mg·L^{-1}、4.37~13.11 mg·L^{-1}、3.83~13.40 mg·L^{-1}、3.89~12.77 mg·L^{-1} 和 4.30~14.86 mg·L^{-1}，均值分别为 6.57 mg·L^{-1}、6.63 mg·L^{-1}、6.92 mg·L^{-1}、7.53 mg·L^{-1} 和 8.65 mg·L^{-1}，显著低于进水，水生植物处理组显著低于对照组，平均去除率分别为 46.25%、45.74%、43.41%、38.39%和 29.22%，水生植物处理组显著高于对照组。

2.2.3 NH_4^+-N 的去除效果

水体 NH_4^+-N 浓度变化如图 6 所示。进水 NH_4^+-N 浓度为 0.88~4.43 mg·L^{-1}，均值为 1.35 mg·L^{-1}；凤眼莲、水浮莲、轮叶黑藻、黄菖蒲处理组和对照组出

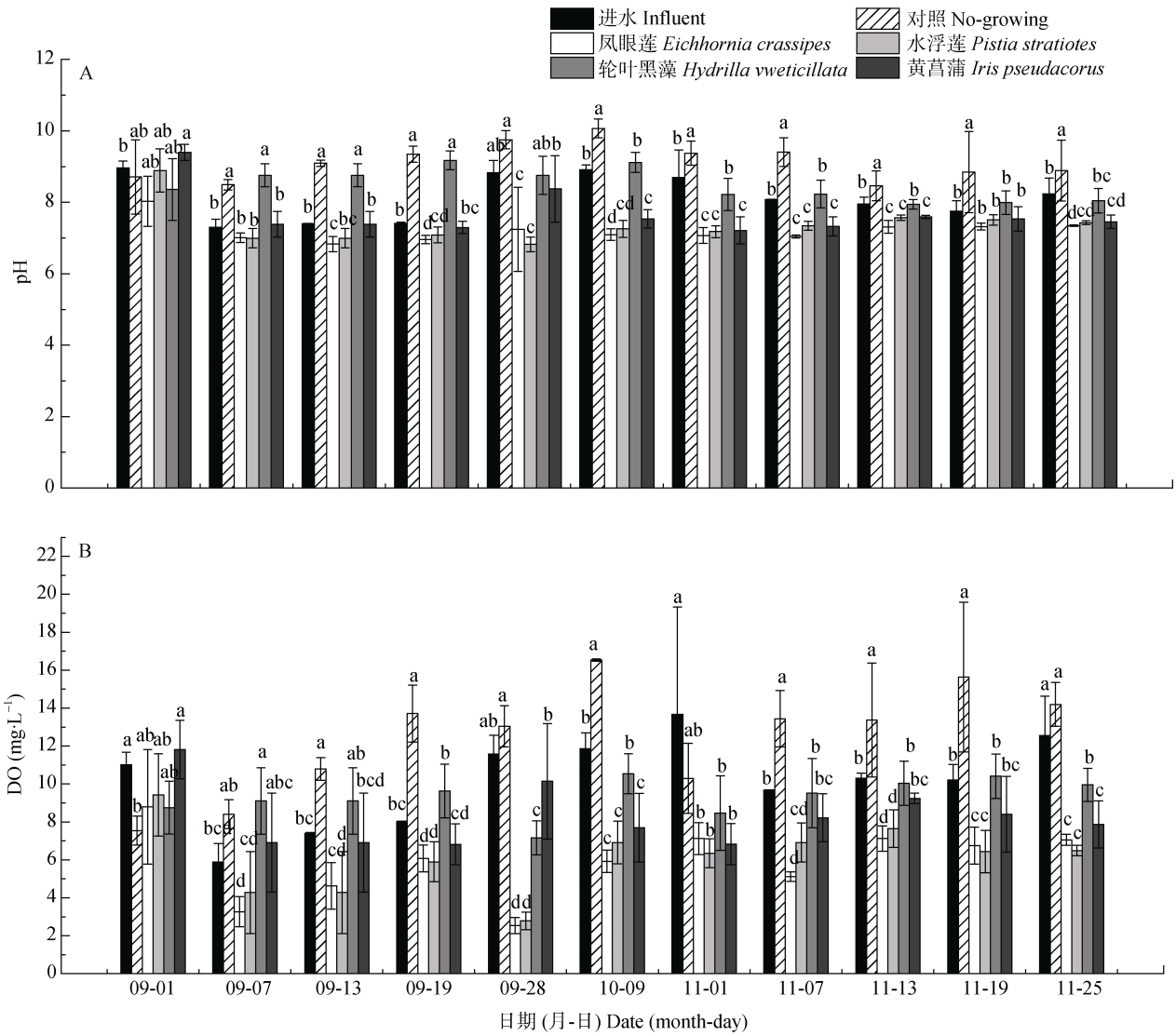

图 2 试验期间村镇污水处理厂尾水和不同处理组出水 pH 和溶解氧(DO)变化

Fig. 2 Changes of pH and dissolved oxygen (DO) in the tailrace of rural sewage treatment plant and effluents of different treatments during the experiment

同一日期不同字母表示不同处理之间在 0.05 水平差异显著。Bars with different lowercase letters in the same date are significantly different at 0.05 level.

水 NH_4^+-N 浓度变化范围分别为 0.49~2.71 mg·L^{-1}、0.50~3.76 mg·L^{-1}、0.50~3.69 mg·L^{-1}、0.50~2.91 mg·L^{-1} 和 0.50~4.17 mg·L^{-1}，均值分别为 0.65 mg·L^{-1}、0.77 mg·L^{-1}、0.75 mg·L^{-1}、0.72 mg·L^{-1} 和 0.87 mg·L^{-1}，但因进水 NH_4^+-N 变化较大，处理组出水 NH_4^+-N 浓度变化也较大，没有一定的规律性，去除率分别为 51.85%、42.96%、44.44%、46.67%和 35.56%，水生植物处理组显著高于对照组，黄菖蒲处理组 NH_4^+-N 去除率显著低于其余 3 种植物，但其他 3 种植物之间没有显著性差异。

2.2.4 总磷(TP)的去除效果

试验水体 TP 的浓度变化如图 7 所示。进水与 5 个处理组出水 TP 浓度整体呈波动变化趋势。进水 TP 浓度为 0.14~0.80 mg·L^{-1}，均值为 0.38 mg·L^{-1}。整个试验期间，凤眼莲、水浮莲、轮叶黑藻、黄菖蒲处理组及对照组出水 TP 浓度分别为 0.08~0.72 mg·L^{-1}、0.08~0.73 mg·L^{-1}、0.08~0.74 mg·L^{-1}、0.08~0.79 mg·L^{-1} 和 0.09~0.78 mg·L^{-1}，均值分别为 0.24 mg·L^{-1}、0.25 mg·L^{-1}、0.26 mg·L^{-1}、0.27 mg·L^{-1} 和 0.28 mg·L^{-1}，除 10 月 9 日外，显著低于进水，去除率分别为 36.84%、34.21%、31.58%、28.95%和 26.32%。

2.3 不同水生植物生长特征和吸收作用对村镇污水厂尾水中氮、磷的去除贡献

不同水生植物有不同的生长特性，在水体净化过程中具有不同的氮、磷富集能力。即使对同一种

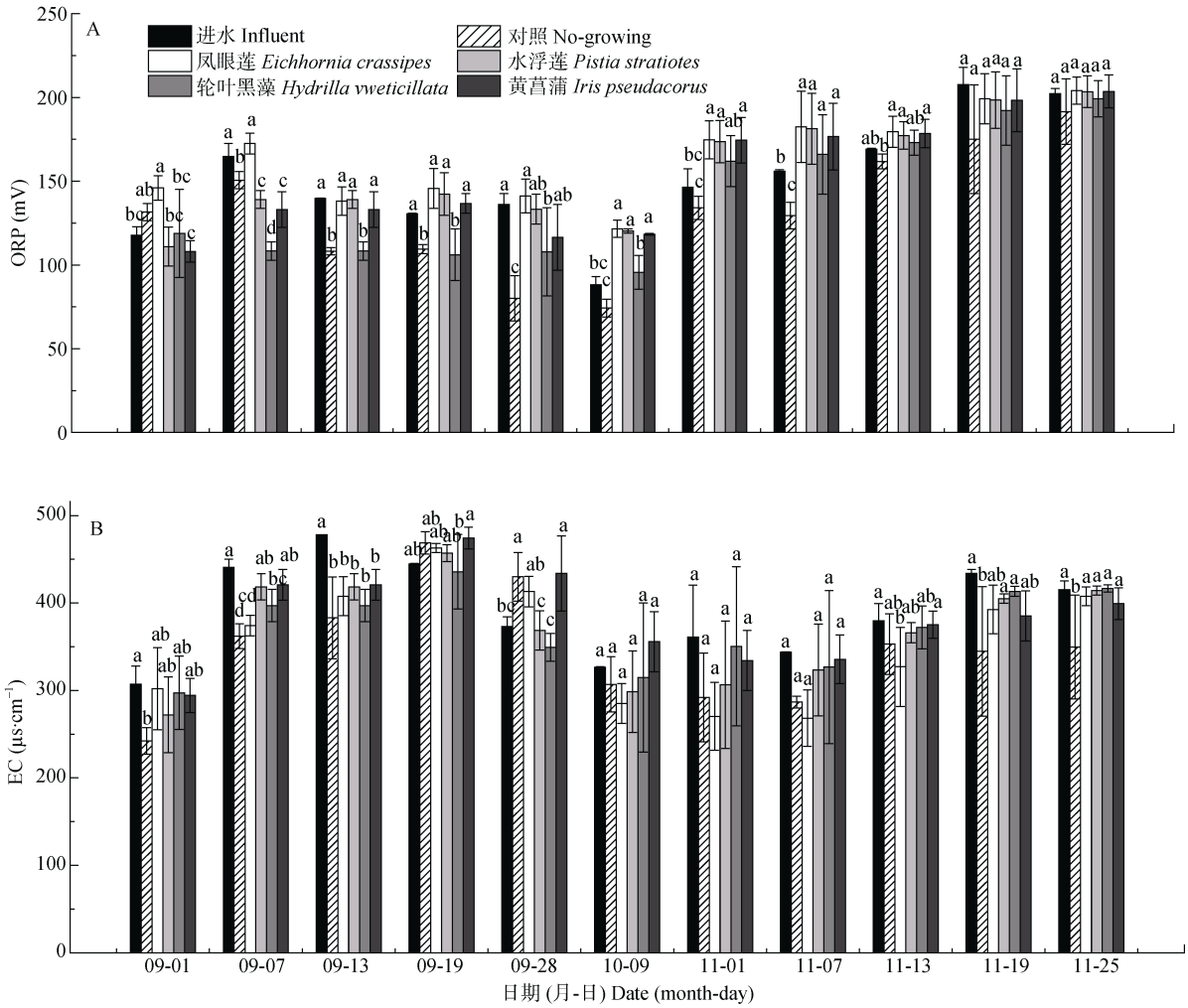

图 3　试验期间村镇污水处理厂尾水和不同处理组出水氧化还原电位(OPR)和电导率(EC)变化

Fig. 3　Changes of redox potential (ORP) and electrical conductivity (EC) in the tailrace of rural sewage treatment plant and effluents of different treatments during the experiment

同一日期不同字母表示不同处理之间在 0.05 水平差异显著。Bars with different lowercase letters in the same date are significantly different at 0.05 level.

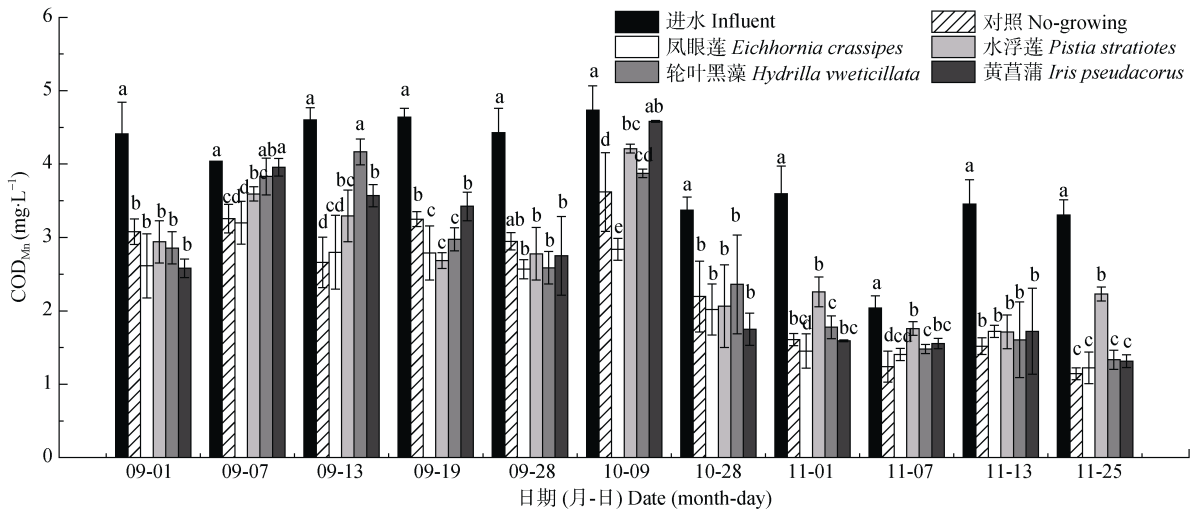

图 4　试验期间村镇污水处理厂尾水和不同处理组出水高锰酸盐指数(COD_{Mn})变化

Fig. 4　Changes of permanganate index (COD_{Mn}) in the tailrace of rural sewage treatment plant and effluents of different treatments during the experiment

同一日期不同字母表示不同处理之间在 0.05 水平差异显著。Bars with different lowercase letters in the same date are significantly different at 0.05 level.

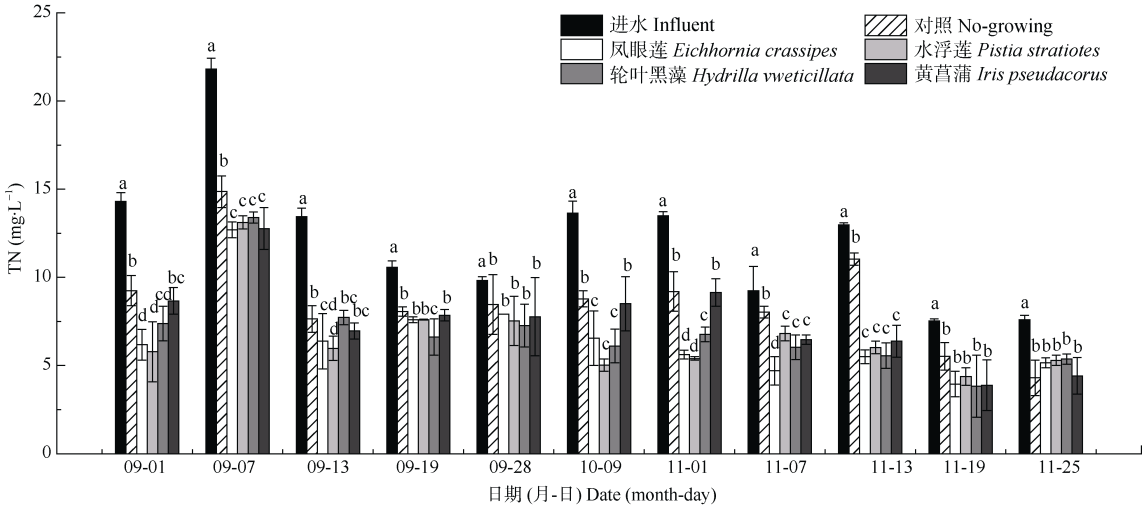

图 5 试验期间村镇污水处理厂尾水和不同处理组出水总氮(TN)浓度变化

Fig. 5 Changes of total nitrogen (TN) concentration in the tailrace of rural sewage treatment plant and effluents of different treatments during the experiment

同一日期不同字母表示不同处理之间在 0.05 水平差异显著。Bars with different lowercase letters in the same date are significantly different at 0.05 level.

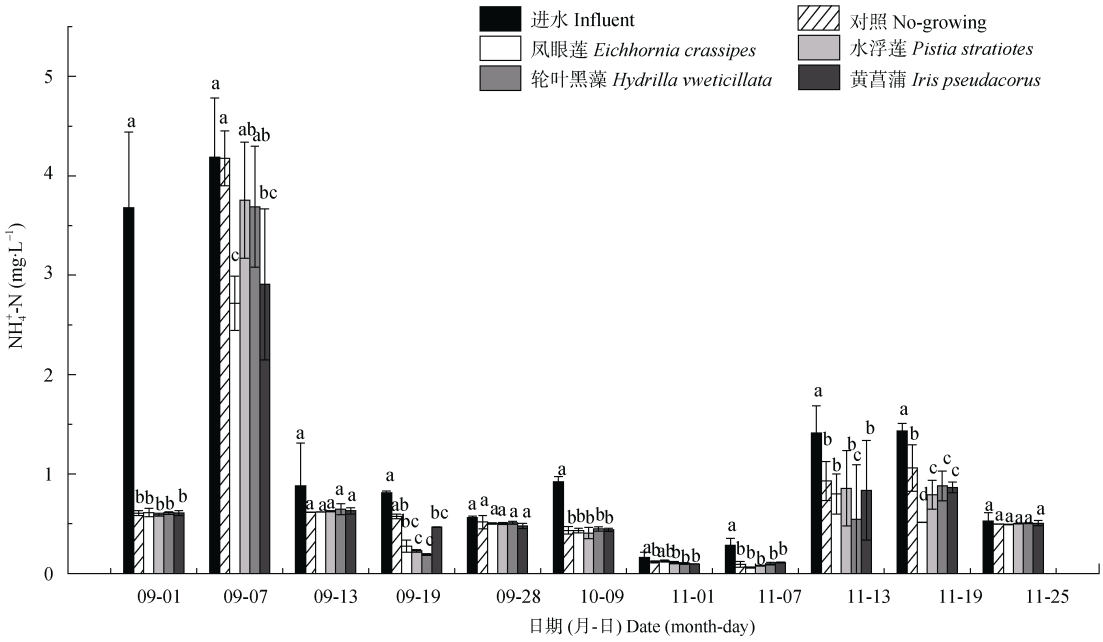

图 6 试验期间村镇污水处理厂尾水和不同处理组出水铵态氮(NH_4^+-N)浓度变化

Fig. 6 Changes of ammonia nitrogen (NH_4^+-N) concentration in the tailrace of rural sewage treatment plant and effluents of different treatments during the experiment

同一日期不同字母表示不同处理之间在 0.05 水平差异显著。Bars with different lowercase letters in the same date are significantly different at 0.05 level.

水生植物，其茎叶和根系吸收氮、磷能力也不相同。由表 2 可知，4 种水生植物初始生物量(鲜重)均为 2.53 kg·m^{-2}，试验结束时，凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲和轮叶黑藻的生物量净增长率分别为 550.5%、418.8%、210.6%和 80.3%，凤眼莲和水浮莲增长率显著高于黄菖蒲和轮叶黑藻，轮叶黑藻的净增长率最小。凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲和轮叶黑藻对尾水氮、磷的吸收能力存在差异，其中沉水植物轮叶黑藻每千克干基对尾水氮、磷吸收量最高，显著高于另外 3 种水生植物。整个试验周期内，凤眼莲对模拟试验系统中的氮富集总量显著高于另外 3 种水生植物，沉水植物轮叶黑藻对磷的富集总量显著高于另外 3 种水生植物。由表 3 可知，在此模拟水生植物净化尾水系统中，植物吸收作用不是水体总氮去除的主要途径；但植物吸收作用是水体总磷去除的重要或主要途径。

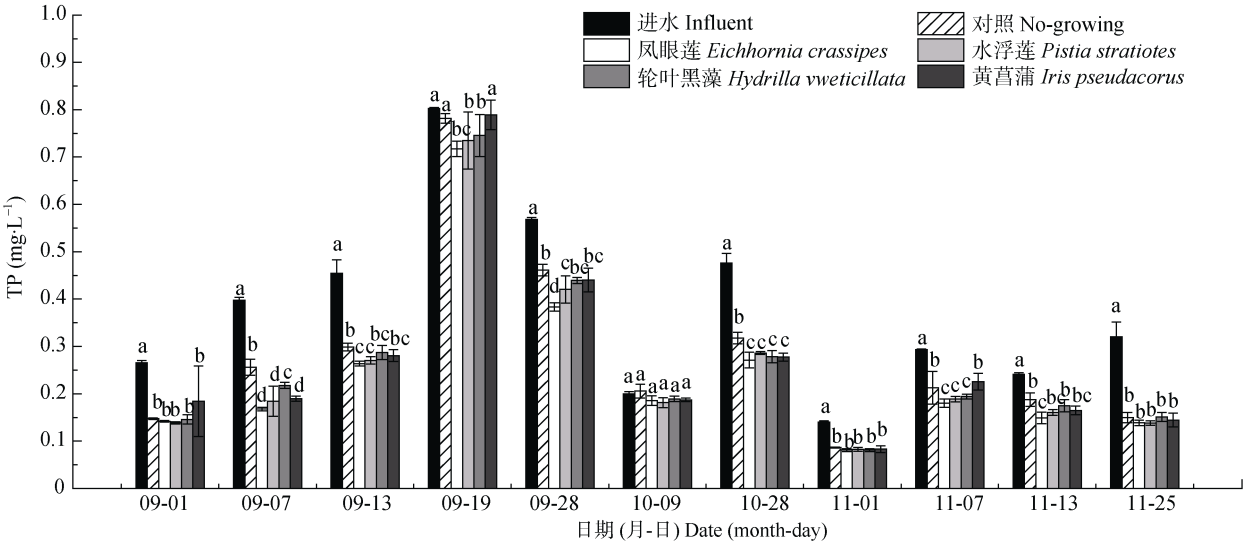

图 7　试验期间村镇污水处理厂尾水和不同处理组出水总磷(TP)浓度变化

Fig. 7　Changes of total phosphorus (TP) concentration in the tailrace of rural sewage treatment plant and effluents of different treatments during the experiment

同一日期不同字母表示不同处理之间在 0.05 水平差异显著。Bars with different lowercase letters in the same date are significantly different at 0.05 level.

表 2　试验周期内凤眼莲、水浮莲、黄菖蒲和轮叶黑藻生物量和氮、磷吸收能力

Table 2　Absorptive capacities of nitrogen (N) and phosphorus (P) and total biomass of *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Hydrilla verticillata*, and *Iris pseudacorus* during the experiment

水生植物 Aquatic plant	生物量 Biomass ($kg·m^{-2}$)	干物质含量 Dry matter content (%)	干物质氮含量 N dry matter content ($g·kg^{-1}$)	干物质磷含量 P dry matter content ($g·kg^{-1}$)	氮吸收能力 N absorption capacity ($g·kg^{-1}$)	磷吸收能力 P absorption capacity ($g·kg^{-1}$)
凤眼莲 *Eichhornia crassipes*	16.43±0.38a	6.90±0.77b	19.67±0.21b	1.50±0.03b	1.36±0.02bc	0.10±0.00b
水浮莲 *Pistia stratiotes*	13.10±0.64b	3.77±0.40c	17.23±0.11b	1.45±0.01b	0.65±0.01c	0.05±0.00b
黄菖蒲 *Iris pseudacorus*	7.84±0.45c	12.24±0.70a	17.52±0.06b	1.20±0.04b	2.14±0.00b	0.15±0.04b
轮叶黑藻 *Hydrilla verticillata*	3.64±0.14d	11.09±3.46a	36.20±0.38a	5.51±0.11a	4.02±0.13a	0.61±0.04a

同列不同小写字母表示显著性差异(P<0.05)。Different lowercase letters in the same column mean significant differences at P < 0.05 level.

表 3　试验期间各处理系统植物吸收作用对尾水氮、磷削减表观贡献率

Table 3　Apparent contributions of plant absorption to nitrogen (N) and phosphorus (P) removals in the effluents from rural sewage treatment plants after different aquatic plants treatments during the experiment

水生植物 Aquatic plant	氮 Nitrogen			磷 Phosphorus		
	总削减量 Total reduction (g)	植株吸收量 Plant uptake (g)	表观贡献率 Apparent contribution rate (%)	总削减量 Total reduction (g)	植株吸收量 Plant uptake (g)	表观贡献率 Apparent contribution rate (%)
凤眼莲 *Eichhornia crassipes*	48.12±14.40a	7.36±0.00a	15.29±0.00a	1.19±0.11a	0.60±0.00a	50.34±0.00ab
水浮莲 *Pistia stratiotes*	47.59±14.13a	2.33±0.00c	4.90±0.00c	1.11±0.05a	0.19±0.00c	17.17±0.00c
黄菖蒲 *Iris pseudacorus*	39.94±13.81ab	5.12±0.01b	11.17±0.00b	0.94±0.04b	0.33±0.00b	35.24±0.00b
轮叶黑藻 *Hydrilla verticillata*	45.17±13.79a	4.46±0.00b	11.34±0.00b	1.02±0.03a	0.78±0.00a	76.34±0.00a
空白对照 No-growing	30.40±10.97b	—	—	0.85±0.06b	—	—

同列不同小写字母表示显著性差异(*P*<0.05)。Different lowercase letters in the same column mean significant differences at *P* < 0.05 level.

3　结论和讨论

本试验结果表明凤眼莲和水浮莲等漂浮植物可以降低水体 pH 和 DO，与王智等[20]研究结果一致。原因可能是凤眼莲和水浮莲覆盖于水面之上，抑制了水体中藻类的光合作用，阻止了水体初级生产者对 CO_2 的利用；漂浮植物茂密的根系及根系附着的水生动物的呼吸作用可以产生 CO_2；凤眼莲和水浮莲的根系可以分泌酸性有机物质，使 pH 降低。轮叶黑藻沉水植物可以促进水体 pH 的升高，这与轮叶

黑藻可在水体中进行光合作用，消耗水体中 CO_2，打破水体中 CO_3^{2-}和 HCO_3^-的离子平衡，生成更多的 OH^-有关[21]。凤眼莲和水浮莲等漂浮植物可以降低水体中 DO 浓度，原因可能是凤眼莲和水浮莲覆盖于水面之上，阻碍氧气由大气进入水体，同时由于遮光作用，抑制了水体中浮游藻类的光合作用；黄菖蒲处理组出水 DO 降低，则是因为固定黄菖蒲的飘浮载体的遮光作用，抑制了水体中浮游藻类的光合作用。因此应用水生植物净化水体时应注意覆盖度对其 DO 的影响，合理安排水生植物投放量和控制水生植物覆盖面积。轮叶黑藻沉水植物可提高水体 DO，这与吴娟等[14]研究结果相一致。

ORP 是水体生态系统中一系列氧化物质和还原物质进行氧化还原反应的综合结果[22]，可以客观反映水质状况，是水质变化的先行指标，与水体中其他水质指标有关，因此可以综合其他水质指标来衡量水体生态状况[23]。水体 ORP 与水体水温和 pH 呈显著负相关[24]，与水体 DO 浓度呈正相关[25]。水生植物光合作用产生的氧气，除通过茎叶等组织释放到水体中外，还通过自身的维管束系统运送到根系，满足根系呼吸作用等生命活动的需要，维持植物的正常生长，同时，将氧气通过根毛区释放到根区环境中，调节水体的氧化还原环境[26]。本试验结果表明水生植物可以提高水体的 ORP，这与以往研究结论一致[27]。

水体 EC 是衡量水质的重要指标之一，反映了水体中的离子强度，水体中不同形态的营养盐离子、金属离子浓度都会影响水体 EC。4 种水生植物可以降低水体的 EC，这与王智等[27]研究凤眼莲可以提高水体的 EC 而轮叶黑藻可以降低水体 EC 的结论不太一致，原因可能是处理的水体不同，水生植物生长状况不同。pH 升高，可以促进水体中一些金属离子发生沉淀作用，水体 EC 降低。本研究中凤眼莲和水浮莲处理使水体 pH 降低的同时，也降低了水体 EC，原因可能是本试验漂浮植物的根系相对比较发达，对系统水体中悬浮物、颗粒物等吸附拦截能力较强所致。

4 种水生植物对尾水 TN、TP 的去除率显著高于对照组，凤眼莲高于另外 3 种水生植物处理组，但无显著性差异。试验周期内凤眼莲富集水体氮的总量虽显著高于另外 3 种水生植物，其吸收作用对尾水 TN 的削减表观贡献率也最高，但仅为 15.29%，因此，本试验条件下植株吸收作用不是尾水氮去除的主要途径。而就尾水总磷的去除而言，凤眼莲和轮叶黑藻自身吸收的磷总量分别占本处理系统尾水 TP 消减总量的 50.34%和 76.34%，2 种植物的吸收作用则是尾水磷去除的主要途径。此外，本模拟试验与以往水生植物修复富营养化水体氮、磷效果的研究结果相比，对污水厂尾水氮、磷的去除效率较低，可能因为本试验所在的污水处理厂 6—7 月受持续强降雨影响遭到水淹，致使相关处理设施修缮后才开始正式运行，导致本试验开始日期相对较晚，受温度等因素影响，水生植物生长和微生物作用减弱所致。有研究[28-29]表明，水生植物生长初期对水体氮、磷的吸收作用高于生长后期，特别是凤眼莲在生长初期通过主动吸收净化高浓度富营养化水体氮的效率最高。

本研究发现凤眼莲对尾水氮的吸收能力虽低于黄菖蒲和轮叶黑藻，但其生物净增量最高，达到了初始生物量的 6.5 倍，远高于其他 3 种水生植物。因此，试验期间凤眼莲对尾水氮的吸收总量最高；而轮叶黑藻尽管生物增长量最低，但因其组织内磷含量远高于其他 3 种植物，致使其对磷的吸收总量最高。综合考虑 4 种水生植物的生长状况和对尾水氮磷的吸收总量与去除效果，笔者认为漂浮植物凤眼莲和沉水植物轮叶黑藻可作为生活污水尾水深度处理的优势物种，在生态修复工程实践中，若采取两种水生植物立体复合种养的方式，将有助于提高尾水氮、磷的去除效果。

参考文献 References

[1] 杨林章，薛利红，施卫明，等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践——案例分析[J]. 农业环境科学学报，2013，32(6): 2309–2315
YANG L Z, XUE L H, SHI W M, et al. Reduce-retain-reuse-restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: A case study[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(6): 2309–2315

[2] 潘碌亭，吴坤，杨学军，等. 我国农村污水现状及处理方法探析[J]. 现代农业科技，2015，(5): 223–225
PAN L T, WU K, YANG X J, et al. Analysis of present situation and treatment methods of sewage in rural areas in China[J]. Modern Agricultural Science and Technology, 2015, (5): 223–225

[3] 管策，郁达伟，郑祥，等. 我国人工湿地在城市污水处理厂尾水脱氮除磷中的研究与应用进展[J]. 农业环境科学学报，2012，31(12): 2309–2320
GUAN C, YU D W, ZHENG X, et al. Removing nitrogen and phosphorus of effluent from wastewater treatment plants by constructed wetlands in China: An overview[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(12): 2309–2320

[4] 冯玥，王密灵，柳欢欢，等. 活性炭表面性质对染料废水生化出水深度净化效果的影响[J]. 工业水处理，2013，33(6):

75–79
FENG Y, WANG M L, LIU H H, et al. Effects of the surface properties of activated carbon on the advanced purification of the effluent of biochemical treatment from dye wastewater[J]. Industrial Water Treatment, 2013, 33(6): 75–79

[5] 张旋, 王启山. 高级氧化技术在废水处理中的应用[J]. 水处理技术, 2009, 35(3): 18–22
ZHANG X, WANG Q S. Application of advanced oxidation technologies in wastewater treatment[J]. Technology of Water Treatment, 2009, 35(3): 18–22

[6] CHOI Y, JOHNSON K, HAYES D F, et al. Dissolved organic matter and nitrogen removal by advanced aerated submerged bio-film reactor[J]. Desalination, 2010, 250(1): 368–372

[7] TANG G M, JIA Z H, YU X M, et al. New advanced treatment of biologically treated effluents from traditional Chinese medicine wastewater using the coupling process of O_3/H_2O_2-BAF[J]. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 2015, 56: 167–173

[8] 刘明国, 吴昌永, 周岳溪, 等. 臭氧-曝气生物滤池组合工艺处理石化二级出水的试验研究[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 651–656
LIU M G, WU C Y, ZHOU Y X, et al. Treatment of petrochemical secondary effluent by ozone-biological aerated filter[J]. Environmental Science, 2014, 35(2): 651–656

[9] 常会庆, 王浩. 城市尾水深度处理工艺及效果研究[J]. 生态环境学报, 2015, 24(3): 457–462
CHANG H Q, WANG H. Advanced treatment technology for city tail water and its effects[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2015, 24(3): 457–462

[10] 李爽, 耿峰, 刘侨博, 等. 人工湿地深度处理造纸污水尾水的工程应用[J]. 哈尔滨商业大学学报: 自然科学版, 2014, 30(6): 668–671
LI S, GENG F, LIU Q B, et al. Engineering applications on advanced treatment of papermaking wastewater tailwater by constructed wetland[J]. Journal of Harbin University of Commerce: Natural Sciences Edition, 2014, 30(6): 668–671

[11] AKINBILE C O, OGUNRINDE T A, CHE BT MAN H, et al. Phytoremediation of domestic wastewaters in free water surface constructed wetlands using *Azolla pinnata*[J]. International Journal of Phytoremediation, 2016, 18(1): 54–61

[12] 刘士哲, 林东教, 唐淑军, 等. 利用漂浮植物修复系统栽培风车草、彩叶草和茉莉净化富营养化污水的研究[J]. 应用生态学报, 2004, 15(7): 1261–1265
LIU S Z, LIN D J, TANG S J, et al. Purification of eutrophic wastewater by *Cyperus alternifolius*, *Coleus blumei* and *Jasminum sambac* planted in a floating phytoremediation system[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2004, 15(7): 1261–1265

[13] 唐艺璇, 郑洁敏, 楼莉萍, 等. 3 种挺水植物吸收水体 NH_4^+、NO_3^-、$H_2PO_4^-$的动力学特征比较[J]. 中国生态农业学报, 2011, 19(3): 614–618
TANG Y X, ZHENG J M, LOU L P, et al. Comparisons of NH_4^+, NO_3^- and $H_2PO_4^-$ uptake kinetics in three different macrophytes in waterlogged condition[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2011, 19(3): 614–618

[14] 吴娟, 吴振斌, 成水平. 黑藻对水体和沉积物理化性质的改善和营养元素的去除作用[J]. 水生生物学报, 2009, 33(4): 589–595
WU J, WU Z B, CHENG S P. Effect of *Hydrilla verticillata* on characteristics of water and sediment and removals of nutrition[J]. Acta Hydrobiologica Sinica, 2009, 33(4): 589–595

[15] 黄露露, 马晓建. 凤眼莲净化富营养化水体效果影响因素的综述[J]. 科技与创新, 2015, (9): 4–5
HUANG L L, MA X J. Water hyacinth eutrophic water purification effect of influential factors review[J]. Science and Technology & Innovation, 2015, (9): 4–5

[16] DEBUSK T A, PETERSON J E, REDDY K R. Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters[J]. Ecological Engineering, 1995, 5(2/3): 371–390

[17] ROGERS K H, BREEN P F, CHICK A J. Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: Evidence for the role of aquatic plants[J]. Research Journal of the Water Pollution Control Federation, 1991, 63(7): 934–941

[18] 张志勇, 常志州, 刘海琴, 等. 不同水力负荷下凤眼莲去除氮、磷效果比较[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(2): 148–154
ZHANG Z Y, CHANG Z Z, LIU H Q, et al. Effect of *Eichhornia crassipes* on removing nitrogen and phosphorus from eutrophicated water as affected by hydraulic loading[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 2010, 26(2): 148–154

[19] 鲍士旦. 土壤农业化学分析方法[M]. 3 版. 北京: 中国农业出版社, 2000: 147–149, 168–169
BAO S D. Soil and Agricultural Chemistry Analysis[M]. 3rd ed. Beijing: China Agriculture Press, 2000: 147–149, 168–169

[20] 王智, 张志勇, 韩亚平, 等. 滇池湖湾大水域种养水葫芦对水质的影响分析[J]. 环境工程学报, 2012, 6(11): 3827–3832
WANG Z, ZHANG Z Y, HAN Y P, et al. Effects of large-area planting water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on water quality in the bay of Lake Dianchi[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2012, 6(11): 3827–3832

[21] 谢永宏, 于丹, 耿显华. CO_2 浓度升高对沉水植物菹草叶表型及生理生化特征的影响[J]. 植物生态学报, 2003, 27(2): 218–222
XIE Y H, YU D, GENG X H. Effects of elevated CO_2 concentration on phenotypic, physiological and biochemical characteristics of submersed plant *Potamogeton crispus* leaf[J]. Acta Phytoecologica Sinica, 2003, 27(2): 218–222

[22] 高大文, 王淑莹, 彭永臻, 等. 温度变化对 DO 和 ORP 作为过程控制参数的影响[J]. 环境科学, 2003, 24(1): 63–69
GAO D W, WANG S Y, PENG Y Z, et al. Temperature effects on DO and ORP in the wastewater treatment[J]. Environmental Science, 2003, 24(1): 63–69

[23] 付融冰, 朱宜平, 杨海真, 等. 连续流湿地中 DO、ORP 状况及与植物根系分布的关系[J]. 环境科学学报, 2008, 28(10): 2036–2041
FU R B, ZHU Y P, YANG H Z, et al. DO and ORP conditions and their correlation with plant root distribution in a con-

tinuous-flow constructed wetland treating eutrophic water[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28(10): 2036–2041

[24] 徐华成, 徐晓军, 王凯, 等. 饮用水氧化还原电位的影响因素分析[J]. 苏州科技学院学报: 工程技术版, 2007, 20(2): 63–66
XU H C, XU X J, WANG K, et al. An analysis of factors affecting the oxidation reduction potential in drinking water[J]. Journal of University of Science and Technology of Suzhou: Engineering and Technology, 2007, 20(2): 63–66

[25] 尹军, 刘志生, 赵可, 等. 饮用水中无机成分与氧化还原电位的关系[J]. 环境与健康杂志, 2006, 23(2): 148–151
YIN J, LIU Z S, ZHAO K, et al. Relationship between inorganic components and oxidation reduction potential in drinking water[J]. Journal of Environment and Health, 2006, 23(2): 148–151

[26] JONES D L, DARRAH P R. Role of root derived organic acids in the mobilization of nutrients from the rhizosphere[J]. Plant and Soil, 1994, 166(2): 247–257

[27] 王智, 张志勇, 张君倩, 等. 两种水生植物对滇池草海富营养化水体水质的影响[J]. 中国环境科学, 2013, 33(2): 328–335
WANG Z, ZHANG Z Y, ZHANG J Q, et al. Water quality effects of two aquatic macrophytes on eutrophic water from Lake Dianchi Caohai[J]. China Environmental Science, 2013, 33(2): 328–335

[28] 高岩, 马涛, 张振华, 等. 不同生长阶段凤眼莲净化不同程度富营养化水体的效果研究[J]. 农业环境科学学报, 2014, 33(12): 2427–2435
GAO Y, MA T, ZHANG Z H, et al. Nutrient removals from eutrophic water by *Eichhornia crassipes* at different growth stages[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2014, 33(12): 2427–2435

[29] SOOKNAH R. A review of the mechanisms of pollutant removal in water hyacinth systems[J]. Science and Technology Research Journal, 2000, 6: 49–57