

张迎颖, 闻学政, 姚一丹, 等. 农田汇水河道水生植物原位净化工程处理效果分析[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(7): 1607–1615.

ZHANG Ying-ying, WEN Xue-zheng, YAO Yi-dan, et al. Removal of contaminants in a farmland catchment river by aquatic macrophyte on floating beds[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(7): 1607–1615.

农田汇水河道水生植物原位净化工程处理效果分析

张迎颖^{1,2}, 闻学政^{1,2}, 姚一丹^{1,3}, 杨 非^{1,4}, 王 岩^{1,2}, 刘海琴^{1,2}, 张志勇^{1,2*}

(1. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所, 南京 210014; 2. 农业部长江下游平原农业环境重点实验室, 南京 210014; 3. 南京理工大学环境与生物工程学院, 南京 210094; 4. 东南大学能源与环境学院, 南京 210096)

摘要: 为了研究水生植物原位净化工程处理效果, 于2017年5—11月, 在江苏省泗洪县四河乡的农田汇水河道, 利用水葫芦和绿狐尾藻构建组合生态浮床, 沿着水流方向设置4个水质采样点, 每月监测水体基本理化指标, 主要包括水温(T)、酸碱度(pH)、溶解氧(DO)、总氮(TN)、总磷(TP)、化学需氧量(COD_{Cr})、悬浮物(SS), 分析河段水质沿程变化; 在试验开始时、每次采收时监测单位面积植物生物量, 干物质含量与氮磷含量, 计算植物氮磷富集量。结果显示: 植物种养后, 沿程各采样点数据对比, 水体pH值逐渐趋于中性; 各采样时间数据对比, 水体DO浓度呈升高趋势。在植物旺盛生长期(7—10月), 组合生态浮床对河段水体TN、TP、COD和SS的沿程总消减率分别为50.41%~78.00%、44.62%~73.33%、46.15%~57.82%和33.33%~52.38%, 其中最高值出现在8月。按照有效试验周期180 d(5—10月)计算, 水葫芦的氮、磷去除量分别约为0.76 g·m⁻²·d⁻¹和0.09 g·m⁻²·d⁻¹; 绿狐尾藻的氮、磷去除量分别约为1.17 g·m⁻²·d⁻¹和0.08 g·m⁻²·d⁻¹。除了植物自身的吸收作用, 根系微生物降解作用在污染物净化过程中也发挥了重要作用。在农田汇水河道原位净化工程中, 水葫芦与绿狐尾藻组合生态浮床大幅消减水体氮磷浓度, 有效降解有机物及拦截颗粒物, 对于缓解下游水域富营养化问题具有积极的意义。

关键词: 水生植物; 农田径流; 污染河道; 氮; 磷

中图分类号: X703 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2019)07-1607-09 doi:10.11654/jaes.2018-1429

Removal of contaminants in a farmland catchment river by aquatic macrophyte on floating beds

ZHANG Ying-ying^{1,2}, WEN Xue-zheng^{1,2}, YAO Yi-dan^{1,3}, YANG Fei^{1,4}, WANG Yan^{1,2}, LIU Hai-qin^{1,2}, ZHANG Zhi-yong^{1,2*}

(1. Institute of Agricultural Resources and Environmental Sciences, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences, Nanjing 210014, China; 2. China Ministry of Agriculture Key Laboratory at Yangtze River Plain for Agricultural Environment, Nanjing 210014, China; 3. School of Environmental and Biological Engineering, Nanjing University of Science and Technology, Nanjing 210094, China; 4. School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: This study was designed to determine the efficiency of contaminants removal from a farmland catchment river via aquatic macrophytes growing on floating beds. A field experiment utilizing floating beds with *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms and *Myriophyllum elatinoides* Gaudich. was conducted in Sihong County, Jiangsu Province, China, from May to November in 2017. After plant cultivation, water samples were collected at 4 sites along the river. The physical and chemical indexes of the river, including temperature, pH, dissolved oxygen (DO), total nitrogen (TN), total phosphorous (TP), chemical oxygen demand (COD_{Cr}), and suspended solids (SS) were monitored every month during the experiment, to analyze changes in water quality along the river. Fresh weight, dry matter content, and N and P contents of the plants were monitored on May 11, June 11, August 7, September 13, and November 19, to calculate the amount of absorption of N and P

收稿日期: 2018-11-14 录用日期: 2019-02-11

作者简介: 张迎颖(1980—), 女, 江苏响水人, 博士, 副研究员, 主要从事污染水体生态修复方面的研究。E-mail: fly8006@163.com

*通信作者: 张志勇 E-mail: jaaszyzhang@126.com

基金项目: 江苏省农业科技自主创新资金项目(CX(16)1003-3); 国家重大科技专项水体污染控制与治理专项(2017ZX07202004-007); 国家自然科学基金青年科学基金项目(41201533)

Project supported: The Jiangsu Agriculture Science and Technology Independent Innovation Funds (CX(16)1003-3); The National Science and Technology Major Project of Water Pollution Control and Treatment (2017ZX07202004-007); The Young Scientists Fund of the National Natural Science Foundation of China (41201533)

in plant tissues. Based on the comparison of data among sampling points, pH tended to be neutral along the river. Based on the comparison of data of intermediate and initial period, DO concentration showed an increasing trend. During the vigorous growth phase of the aquatic plants (from July to October), the total removal rates of TN, TP, COD_{Cr} and SS in river water were 50.41%~78.00%, 44.62%~73.33%, 46.15%~57.82% and 33.33%~52.38% along the river, respectively, and the highest removal rates occurred in August. Based on calculations during the effective experimental cycle of 180 d (from May to October), the amounts of N and P removed by *E. crassipes* were $0.76 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and $0.09 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively; the amounts of N and P removed by *M. elatinoides* were $1.17 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and $0.08 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, respectively. In addition to the assimilation by macrophytes, degradation by root microorganisms also played an important role in the purification of contaminants. These results indicate that ecological floating beds with *E. crassipes* and *M. elatinoides* can effectively decrease the concentrations of N and P, degrade organic contaminants and retain particulate matter, which have positive impacts on the alleviation of eutrophication in downstream waters.

Keywords: aquatic macrophyte; agriculture runoff; polluted river; nitrogen; phosphorus

种植业末端农田径流排水中含有较高的氮磷污染物,通过周边沟渠支浜排入自然水体,会引发水体富营养化问题^[1-3]。利用生态工程措施控制农田径流污染是目前采取的重要手段之一。在农田径流汇水排入自然水体之前,可以通过生态沟渠、人工湿地、生态边坡、生态修复等技术^[4-8],沿程逐步降低农田径流氮磷浓度。其中,生态修复是农田径流污染治理的最后一环,也是农田径流污染控制的最后一道屏障^[8]。常用的生态修复技术,包括河滨带湿地恢复、漂浮植物控养、沉水植被恢复及组合生态浮床技术等^[9-12],且可用于生态修复技术中的水生植物品种较多,例如水稻、水芹菜、黄菖蒲、水生美人蕉、水葫芦、绿狐尾藻、梭鱼草等。杨林章等^[12]的研究显示:利用水稻生态浮床原位净化农田径流汇水河道,对开放水域氨氮、总磷的处理效率达到 19.00% 和 22.00% 以上。Reddy 等^[13]开展了水葫芦净化塘处理农田灌溉排水的现场试验,结果表明:水力滞留时间为 3.6 d 条件下,水葫芦塘对输入水体中硝氮、氨氮的去除率达 78.00% 和 81.00%,对总磷的去除率为 54.00%。冬季植物浮床试验表明:在水温 5.0~10.1 °C 的条件下,水芹菜、黑麦草和大蒜均能有效去除水体氮、磷及有机物^[14]。利用不同类型水生植物对营养元素吸收的互补性^[15],采取合理的搭配种养,构建原位净化组合生态浮床,可以较大程度地降低河道中的氮磷等污染物浓度。

参考前人的研究结果,本研究选择漂浮植物水葫芦与浮水植物绿狐尾藻搭配种植,在江苏省泗洪县四河乡鑫源养猪专业合作社所辖农田片区,开展农田径流汇水重污染河道原位净化试验,监测组合生态浮床技术对于径流主要污染物的拦截与净化效果,明确水生植物的氮磷富集量,为种植业末端的农业面源污染防治提供技术选择与数据支撑。

1 材料与方法

1.1 试验材料与地点

试验植物有两种,分别是:水葫芦 [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms], 雨久花科凤眼蓝属,多年生漂浮性草本植物;绿狐尾藻 (*Myriophyllum elatinoides* Gaudich.), 小二仙草科狐尾藻属,多年生沉水或浮水草本植物。试验河道位于泗洪县四河乡,区域地处江苏省西北部、淮河中游,东临洪泽湖;属东亚季风区,四季分明;土壤有黄潮土、砂礓黑土、淋溶褐土三类。试验河道主要接纳稻麦、设施蔬菜(面积约 133.33 hm²)的农田排水及少量农村生活污水,水面常年覆盖大量浮萍,水体氮磷等主要污染物浓度较高,为劣 V 类水。监测数据显示,2017 年 5—11 月,农田径流排水经周边自然沟渠初步沉降后,在试验河段入水处水体总氮浓度约为 5.28~13.55 mg·L⁻¹,总磷浓度约为 0.45~0.96 mg·L⁻¹,化学需氧量浓度约为 35.00~49.33 mg·L⁻¹,悬浮物浓度约为 42~130 mg·L⁻¹。

1.2 试验设计

试验河段全长约 360 m,水面宽度随着水位变化,约为 6.50~8.00 m。沿着水流方向,每隔 10 m 设置 3 m×3 m 的水葫芦种养围栏 1 个,全程共设置 37 个;在河段上游约 260 m 的长度上,每两个水葫芦种养框内扦插 2 m×2 m 的绿狐尾藻种养围栏 1 个,全程共设置 27 个,增设绿狐尾藻围栏的目的是对污染物浓度较高的上游排水实施强化净化。采用 PVC 管制作浮框,并用细缆绳及木桩在河道两侧对浮框位置进行固定。水葫芦种苗投放量为 $0.30 \pm 0.02 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$,绿狐尾藻种苗投放量为 $1.50 \pm 0.05 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-2}$,于 2017 年 5 月 10 日完成围栏构建及种苗投放工作。水葫芦共采收 3 次,分别为 7 月 11 日、9 月 13 日、11 月 20 日;绿狐尾藻共采收 2 次,分别是 8 月 7 日、11 月 19 日。试验期间,

均采收当时生物量的2/3,保留1/3,试验结束时将植物全部采收。每次采收时,现场测定单位面积植物生物量(鲜质量),并采集植物样品,测定干物质含量及植株全氮、全磷含量。如图1所示,沿着水流方向,设置水样采集位点4个,分别命名为S1(33°11′0.11″N, 118°8′15.67″E)、S2(33°11′4.66″N, 118°8′17.53″E)、S3(33°11′8.56″N, 118°8′18.75″E)、S4(33°11′11.81″N, 118°8′19.83″E),即S1为河段上游入水处, S4为河段下游出水处。试验期间每月采集水样一次(8月份采样两次),测定水体总氮(TN)、总磷(TP)、化学需氧量(COD_{Cr})、悬浮物(SS)等,并现场监测水温(T)、酸碱度(pH)、溶解氧(DO)。水样采集时间从2017年5月16日持续到11月23日。

1.3 测定方法

水温、酸碱度(pH)和溶解氧(DO)采用YSI professional plus水质监测仪(维赛仪器北京有限公司)现场测定。水体总氮(TN)与总磷(TP):将水样消煮,采用AutoAnalyzer3 Applications流动分析仪测定;水体化学需氧量(COD_{Cr})采用重铬酸钾法测定;水体悬浮物(SS)采用0.45 μm滤膜过滤称重法测定。

植株生物量的测定:将植物从水中捞起放在筛网上,直至无滴水时称取质量;植株干物质含量的测定:采集植株样品称量其鲜质量,杀青烘干后称量其干质量,计算而得;采用混合催化剂硫酸消化凯式滴定法测定植物干物质全氮;采用硫酸高氯酸消煮钼锑抗比色法测定植株干物质全磷。

1.4 数据处理与分析

试验数据取3个重复样品的平均值,由平均值±标准差表示,数据分析与统计处理采用Origin 8.0和SPSS 17.0。各采样点水质指标之间的差异比较,均

采用One-way ANOVA进行单因素方差分析,选用LSD检验和Duncan's检验差异显著性。

各污染物的沿程消减率均采用以下公式计算:

$$R_i = (C_1 - C_4) / C_1 \times 100\% \quad (1)$$

式中: R_i 为污染物消减率,%; C_1 为点位S1的污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; C_4 为点位S4的污染物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

水生植物的干质量采用以下公式计算:

$$Q_d = Q_f \times C_d \times 10 \quad (2)$$

式中: Q_d 为植株干质量, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; Q_f 为植株鲜质量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$; C_d 为植株干物质含量,%。

水生植物氮、磷含量采用以下公式计算:

$$A_N = Q_d \times C_N \times 10^{-2} \quad (3)$$

$$A_P = Q_d \times C_P \times 10^{-2} \quad (4)$$

式中, A_N 和 A_P 分别为单位面积的植株氮磷含量, $\text{kg} \cdot \text{m}^{-2}$; Q_d 为植株干质量, $\text{g} \cdot \text{m}^{-2}$; C_N 为植株干物质中全氮含量,%; C_P 为植株干物质中全磷含量,%。

2 结果与分析

2.1 试验河段水体水温、pH及DO变化

如表1所示,试验期间,河段水温变化范围为10.0~31.7℃;其中5—9月,水温较高,为23.1~31.7℃;从10月份开始,水温明显降低,10月12日的水温降至16.0℃。水温高低直接影响到水生植物的生长速率与氮磷吸收量、微生物活性及其对污染物的降解能力。

试验河段各采样点位水体pH值变化情况如图2所示:7月7日、8月7日、9月21日河段水体pH值均呈弱碱性,沿着水流方向,从点位S1到S4水体pH值逐渐降低,趋近于中性;而8月27日,河段水体pH呈弱酸性,各点位水体pH值逐渐升高,亦是趋向中性;

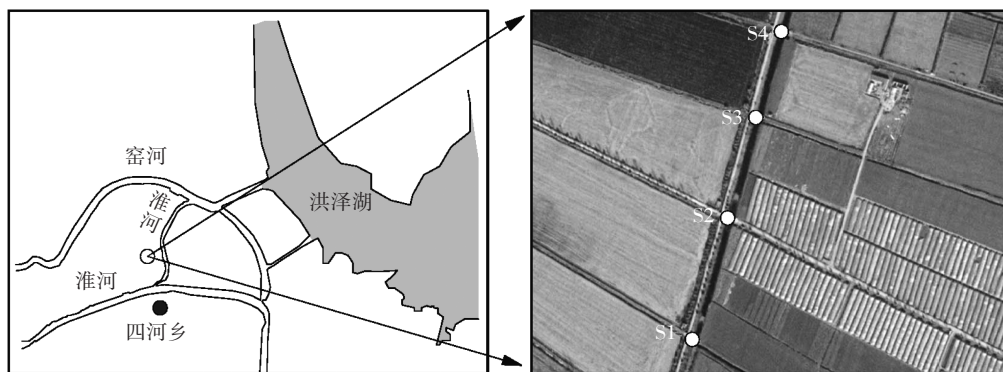


图1 水生植物原位净化农田汇水河道试验采样点位置图

Figure 1 Location of water sampling sites in the purification experiment of farmland catchment river with aquatic macrophyte

而在10月12日之后,这种趋向于中性的变化趋势不明显。8—9月的数据显示,点位S1和S4的pH值之间存在显著差异($P<0.05$),表明水生植物的种养能够产生调节水体pH值的作用。

图3给出了试验河段各采样点位水体溶解氧(DO)变化情况。试验初期(5—6月),河段水面被绿色浮萍基本全部覆盖,水流缓慢,水体自身的复氧功能受到抑制,DO含量极低,仅为 $0.10\sim1.22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。试验中期(7—10月),由于水生植物快速生长造成的生物竞争,使得水面浮萍明显减少,且水生植物被控养在浮框内,并未占据整个水面,使得水体DO有所提高,达到 $2.64\sim7.77\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。试验结束时(11月),水生植物完成采收,且气温和水温明显降低,浮萍无法生长,水体DO维持在较高的水平上,达到 $4.36\sim8.69$

$\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。试验期间,溶解氧并未表现出一致的沿程变化规律;只是在试验过程中,表现出随着时间逐渐升高的趋势。

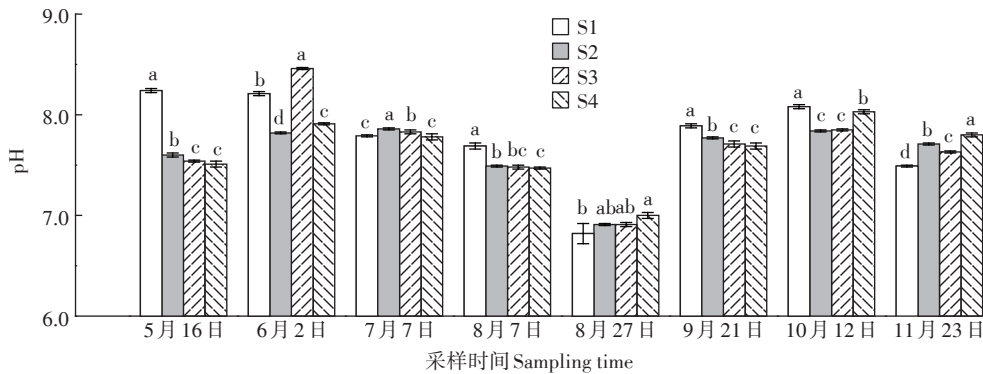
2.2 试验河段水体氮磷浓度变化

沿着水流方向,各采样点位水体TN浓度变化如图4所示。试验数据显示,7—10月水体TN浓度沿程总消减率较高,除了7月7日以外,各采样时间水体TN的总消减率均高于50.00%。其中,8月7日水体TN的消减率最高,达到78.00%,TN浓度从点位S1的 $6.38\pm0.22\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 逐渐降低至S4的 $1.40\pm0.47\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,低于地表水V类水的标准限值。在7—10月,与点位S1相比,沿着水流方向各点位TN浓度均有所降低,而点位S4的TN浓度显著降低($P<0.05$),原因在于:水生植物经过前期的恢复,7—10月为其旺盛生长

表1 试验期间河段水温变化

Table 1 Change of water temperature in the river during the experiment

时间	5月16日	6月2日	7月7日	8月7日	8月27日	9月21日	10月12日	11月23日
水温/ $^{\circ}\text{C}$	23.1 ± 0.5	29.3 ± 0.5	30.2 ± 0.4	31.7 ± 0.4	24.7 ± 0.5	24.5 ± 0.3	16.0 ± 0.3	10.0 ± 0.4



不同小写字母表示各采样点间差异显著($P<0.05$)。下同
The different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ($P<0.05$). The same below

图2 试验期间各采样点pH值变化图

Figure 2 Change of pH at four sampling sites during the experiment

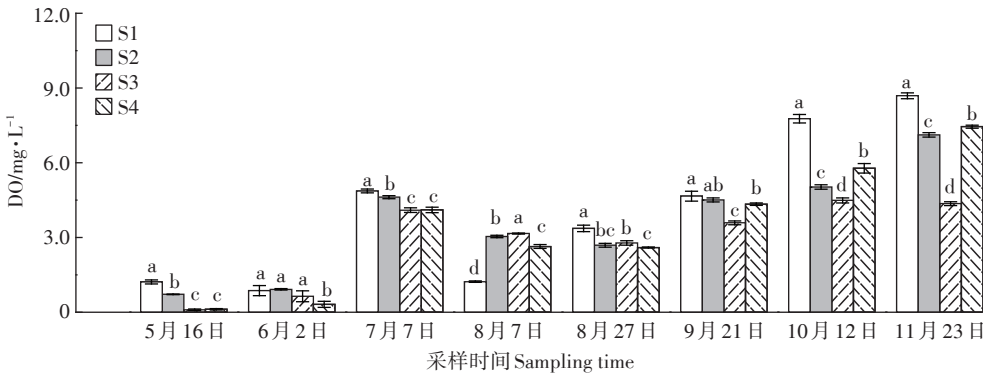


图3 试验期间各采样点DO变化图

Figure 3 Change of DO at four sampling sites during the experiment

期,能够高效吸收富集水体氮磷,且温度适宜于微生物的生理活动,硝化反硝化脱氮作用也增强^[16]。11月23日,水生植物已完成采收,不再发挥拦截净化作用,水体TN浓度沿着水流方向(从点位S1至S4)逐渐升高,逐渐累积。

如图5所示,各采样点位水体TP浓度变化规律与TN类似。7—10月,水体TP浓度沿着水流方向逐渐降低,沿程总消减率为44.62%~73.33%。8月份的两次采样数据显示,水体TP的沿程总消减率均达到70.00%以上,其中8月27日,水体TP的沿程总消减率最高,TP浓度从点位S1的 $0.75 \pm 0.10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至S4的 $0.20 \pm 0.05 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,达到地表水V类水的标准限值。在7—10月,沿着水流方向,点位S4的TP浓度也显著低于点位S1($P < 0.05$)。水体TP的消减,不仅与水生植物对可溶性磷的吸收富集能力相关,也与植物根系对颗粒态磷的拦截吸附过程相关^[17];另外,颗粒态磷还会向底泥沉积。11月23日,水生植物采收工作已完成,植物的拦截净化作用缺失,水体TP浓度也呈现沿着水流方向逐渐升高的特征。

2.3 试验河段水体COD和SS浓度变化

试验河段各采样点水体COD浓度变化如图6所示。试验初期(5—6月),水体COD的沿程总消减率相对较低,为15.41%~27.74%。试验中期(7—10月),随着植物根系逐渐生长,根系微生物的活跃对水体有机物的降解作用增强,试验河段出水处S4的水体COD浓度显著消减($P < 0.05$),水体COD的沿程总消减率为46.15%~57.82%。其中8月7日,水体COD浓度从点位S1的 $42.67 \pm 3.19 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 降低至S4的 $18.00 \pm 2.65 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$,沿程总消减率最高,达到58%。10月12日,水体COD浓度的沿程总消减率有所降低,约为46.77%。11月份,植物完成采收,各采样点位的COD浓度之间无明显差异($P > 0.05$)。

图7给出了试验河段水体SS浓度的变化情况。试验初期(5—6月),试验河段入水处S1的水体SS浓度相对较高,且植物种苗投放不久,植物刚开始生长,根系较短,对水体悬浮物的截留能力较弱,水体SS的沿程总消减率较低,仅为15.84%~16.15%。试验中期,可能由于降雨次数及农田灌溉用水增多,试验河段入

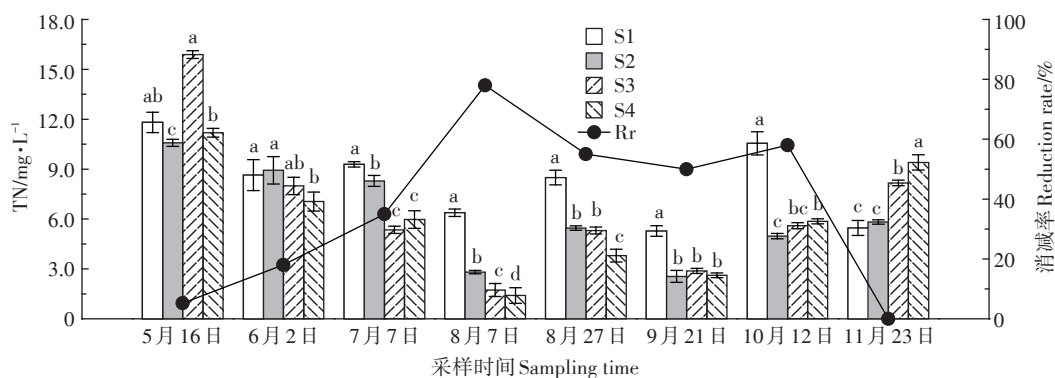


图4 试验期间各采样点水体TN浓度变化图

Figure 4 Change of TN concentrations at four sampling sites during the experiment

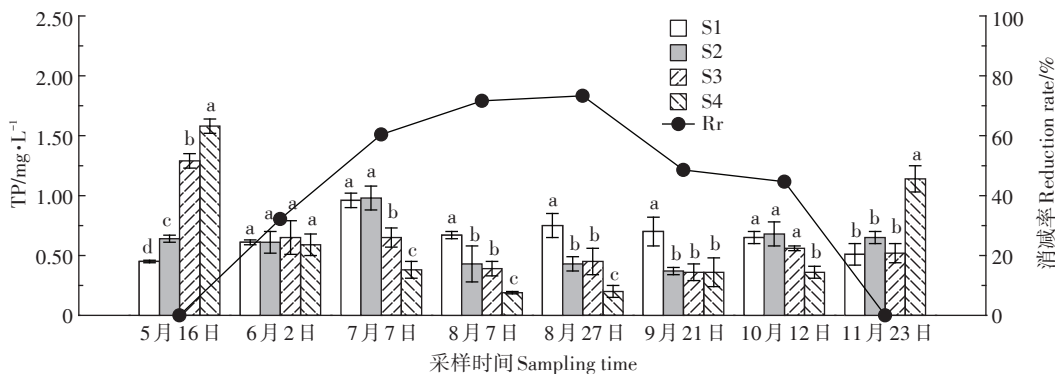


图5 试验期间各采样点水体TP浓度变化图

Figure 5 Change of TP concentrations at four sampling sites during the experiment

水处的水体SS浓度有所降低;同时,由于植物生长旺盛,具有发达的根系,形成了较强的根区截留效应。7—10月,经过水生植物根区的拦截,水体SS浓度沿着水流方向显著降低($P<0.05$)。8月份,河段水体SS的沿程总消减率处于较高水平,其中8月7日,水体SS浓度从河段入水处S1的 $63\pm 9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 降低至出水处S4的 $30\pm 9\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,沿程总消减率达到最高值,约为52.38%,这与水体TP浓度变化情况类似。9—10月份,水体SS消减率略有降低,约为33.33%~38.10%。11月份,各采样点位的SS浓度之间无明显差异($P>0.05$)。

2.4 试验植物的氮磷吸收量

如表2所示,试验植物于2017年5月10日完成种苗投放。水葫芦的初始生物量为99.90 kg,试验期间共采收3次,前2次均采收当时生物量的2/3,保留1/3,最后1次将植株全部采收,共采收生物量24 047.10 kg,增加量为23 947.20 kg;通过水葫芦的采收,去除水体氮45.64 kg、磷5.75 kg。绿狐尾藻的初始生物量为162.00 kg,试验期间共采收2次,第1次采收当时生物量的2/3,保留1/3,第2次将植株全部采收,共采

收生物量12 962.07 kg,增加量为12 800.07 kg;通过绿狐尾藻的采收,去除水体氮22.84 kg、磷1.48 kg。计算可知,通过植物吸收并采收共带走水体氮68.48 kg,磷7.23 kg。

3 讨论

3.1 原位修复生态浮床的运行效果

在植物旺盛生长期,河段水体pH值沿着水流方向逐渐趋于中性,与前人的研究结果一致^[18-19]。研究认为:漂浮植物覆盖水面,会降低溶解氧浓度^[20-21]。本试验中,植物种养后DO浓度明显升高,平均值达到 $3.97\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,显著高于试验初期的 $0.10\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。可能是因为植物只占据少量水面,并未全部覆盖;同时植株体内的输氧过程也在发挥作用^[22-23]。水葫芦可利用自身通气组织将大气中的氧气传输至根部,并将其中的30.00%~40.00%释放至根区以供好氧微生物活动^[22],氧气释放率可达 $0.25\sim 9.60\text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[23]。绿狐尾藻茎部也具有发达的通气组织,茎与根连通,气腔截面比为30.60%,可增强根部泌氧功能^[24]。

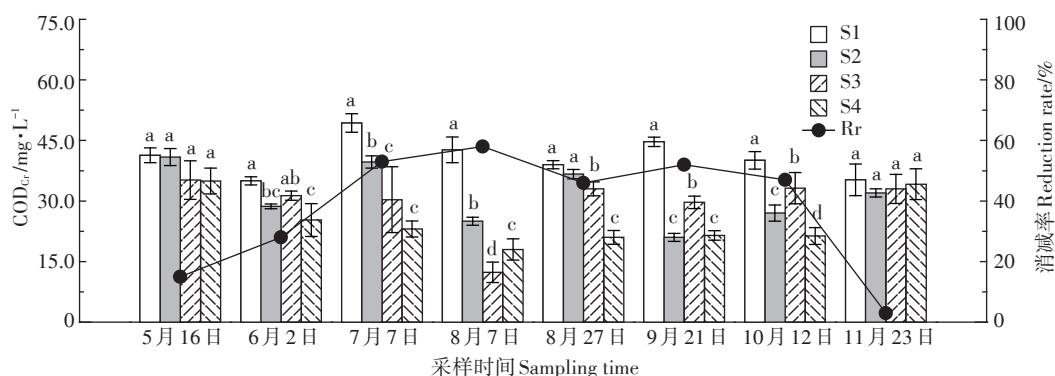


图6 试验期间各采样点水体COD浓度变化图

Figure 6 Change of COD concentrations at four sampling sites during the experiment

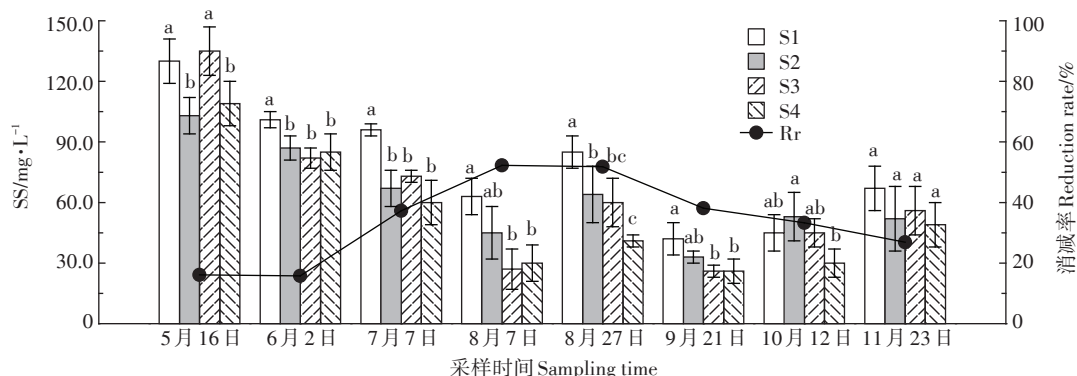


图7 试验期间各采样点水体SS浓度变化图

Figure 7 Change of SS concentrations at four sampling sites during the experiment

表2 原位净化工程中植物采收生物量及氮磷含量

Table 2 Nitrogen and phosphorus content and harvest biomass of plant in *in-situ* purification engineering

植物品种	日期	初始或采收生物量/kg	干物质含量/%	干物质氮含量/%	含氮量/kg	干物质磷含量/%	含磷量/kg
水葫芦	5月10日	99.90	5.00±0.03	2.79±0.07	0.14	0.21±0.01	0.01
	7月11日	5 388.20	5.35±0.08	3.40±0.15	9.80	0.60±0.07	1.74
	9月13日	7 117.67	5.49±0.31	3.26±0.55	12.75	0.57±0.02	2.21
	11月20日	11 541.23	7.15±0.60	2.82±0.52	23.23	0.22±0.03	1.81
	增加量	23 947.20			45.64		5.75
绿狐尾藻	5月10日	162.00	7.27±0.18	1.77±0.05	0.21	0.13±0.01	0.02
	8月7日	4 374.65	6.76±0.28	2.35±0.07	6.94	0.16±0.01	0.46
	11月19日	8 587.42	6.41±0.41	2.93±0.15	16.11	0.19±0.02	1.04
	增加量	12 800.07			22.84		1.48

水葫芦和绿狐尾藻均能高效吸收富集水体氮磷污染物。在净化农村污染河道的试验中,水葫芦对TN、TP的去除率达到89.40%和84.00%^[25];高氨氮浓度污水(200 mg·L⁻¹)净化试验表明,绿狐尾藻湿地对TN的去除率为86.10%^[26]。利用稻草-绿狐尾藻构建多级湿地处理养猪废水,其中绿狐尾藻对于TN、TP的去除率分别为62.60%和54.00%^[27]。水葫芦根系发达,绿狐尾藻具有网状根茎,均可为微生物生长繁殖提供场所,提高微生物聚集体的细菌密度、多样性和质量^[24];根系拦截集聚的颗粒物又可提供碳源,增强了根系与水体固-液界面上的硝化反硝化脱氮作用^[28-29]。在超富营养化的水环境中,植物会显示出对水体磷素的超累积性^[17]。研究指出:水葫芦可将高于生理需求8倍的磷富集在组织中^[30]。本试验为野外工程运行试验,虽然植物与微生物联合发挥作用,但组合生态浮床面积较小,仅占河段面积的16.90%(取河道宽度7.25 m计算),且河水持续流动,氮磷污染物不断供应,使得沿程总消减率略低于其他模拟试验结果^[25-26];由于农田径流中氮磷污染物浓度远低于养猪废水,使得最高沿程总消减率高于李远航等^[27]的研究结果。

水葫芦和绿狐尾藻对COD均表现出很好的去除效果。Lu等^[31]利用水葫芦净化塘工艺处理养鸭场排水,对COD的去除率达到64.44%。利用水葫芦处理低浓度垃圾渗滤液时,24 d后COD去除率达到85.90%^[32]。本试验中,COD的沿程总消减率略低于上述研究结果^[31-32],可能由于植物覆盖度较低(仅为16.90%),且农田排水持续汇入河道,有机污染物持续供给,而并非静态试验中污染物总量固定。研究表明,表面流湿地水体COD的去除率与水温呈显著正相关^[33]。本试验也显示,7—10月份河道水温较高,植物根系及根区微生物活性较强,对有机污染物的代谢

作用增强;水葫芦与绿狐尾藻生长旺盛,光合作用输氧功能增强,植物根区氧气充足,有利于微生物的降解作用。植物的密集根系能够拦截水体中的悬浮物,达到消减水体SS的效果。Valipour等^[23]利用水葫芦联合生物对冲基质构建湿地系统净化市政污水,对TSS的去除率达到67.40%~73.02%。水葫芦具有异常发达的根系,而绿狐尾藻根状茎繁茂、相互交错形成网状,均有助于悬浮物的拦截滞留,从而有效降低水体SS浓度。

3.2 生态浮床的周年运行及资源化利用

按照有效试验周期180 d计算(5—10月),水葫芦种养面积约333 m²,氮去除量约0.76 g·m⁻²·d⁻¹,磷去除量约0.09 g·m⁻²·d⁻¹;绿狐尾藻种养面积约108 m²,氮去除量约1.17 g·m⁻²·d⁻¹,磷去除量约0.08 g·m⁻²·d⁻¹。试验期间,通过植物采收共带走水体氮68.48 kg、磷7.23 kg。由于所选的两种试验植物均为喜温植物,而冬季温室大棚仍有蔬菜种植,亦有农田径流及灌溉排水,接纳河道依然需要有效的生态措施加以净化处理。为了保障生态浮床的周年运行,本课题组开展了冬季耐寒植物生态浮床原位净化试验,选用的植物主要有水芹菜、黑麦草和西伯利亚鸢尾。

植物采收后采用适宜的资源化利用方式,可实现环境效益与经济效益的双赢。目前水生植物的资源化利用途径主要有3类:(1)肥料化。水葫芦有机肥和尿素按照4:6的比例配施,能显著提高小麦旗叶和水稻剑叶花后氮代谢酶活性,提高作物灌浆叶片氮代谢,为籽粒输送充足的养分,为作物高产奠定基础^[34]。(2)饲料化。以水葫芦青贮饲料作为波杂羊日粮粗饲料来源,处理组日增质量显著高于对照组^[35]。饲料中添加适宜比例的绿狐尾藻对鸡、鸭、猪等动物的生长性能无不良影响,在一定程度上改善了肉类品质^[24]。

(3) 能源化。将水葫芦作为厌氧发酵底物, 采用水葫芦固液分离, 挤压汁、挤压渣分开厌氧发酵的技术工艺, 制取生物质能, 形成水生植物能源化利用新途径^[36]。

4 结论

在农田汇水河道原位净化工程中, 水葫芦和绿狐尾藻组合生态浮床能大幅消减水体氮磷浓度, 有效降解有机污染物和拦截水体颗粒物, 从而降低汇入下游水域的污染负荷。植物的吸收作用与根系及水体微生物的降解作用是河段水体污染物的主要净化途径。采收的水葫芦和绿狐尾藻可生产动物饲料、有机肥料或生物质能源, 实现水体氮磷的资源化利用。

致谢: 对江苏省宿迁市泗洪县四河乡鑫源养猪专业合作社庞靠山总经理及合作社工作人员等在试验过程中给予的帮助表示感谢。

参考文献:

- [1] Vitousek P M, Naylor R, Crews T, et al. Agriculture nutrient imbalances in agricultural development[J]. *Science*, 2009, 324 (5934): 1519-1520.
- [2] Dowd B M, Press D, Huertos M L. Agricultural nonpoint source water pollution policy: The case of California's Central Coast[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2008, 128(3): 151-161.
- [3] 姚金玲, 张克强, 郭海刚, 等. 不同施肥方式下洱海流域水稻-大蒜轮作体系氮磷径流损失研究[J]. *农业环境科学学报*, 2017, 36(11): 2287-2296.
YAO Jin-ling, ZHANG Ke-qiang, GUO Hai-gang, et al. Nitrogen and phosphorus runoff of losses during rice-garlic rotation in Erhai Lake basin under different fertilization methods[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2017, 36(11): 2287-2296.
- [4] 杨林章, 周小平, 王建国, 等. 用于农田非点源污染控制的生态拦截型沟渠系统及其效果[J]. *生态学杂志*, 2005, 24(11): 1371-1374.
YANG Lin-zhang, ZHOU Xiao-ping, WANG Jian-guo, et al. Ecological ditch system with interception function and its effects on controlling farmland non-point pollution[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24(11): 1371-1374.
- [5] Wu Y H, Kerr P G, Hu Z Y, et al. Eco-restoration: Simultaneous nutrient removal from soil and water in a complex residential-cropland area [J]. *Environmental Pollution*, 2010(158): 2472-2477.
- [6] Betuel M W, Newton C D, Brouillard E S, et al. Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Takima Basin, Washington[J]. *Ecological Engineering*, 2009, 35(10): 1538-1546.
- [7] Borin M, Tocchetto D. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 380(1/2/3): 258-264.
- [8] 刘福兴, 宋祥甫, 邹国燕, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践-水环境生态修复技术[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(11): 2105-2111.
LIU Fu-xing, SONG Xiang-fu, ZOU Guo-yan, et al. Reduce-Retain-Reuse - Restore technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: Eco-restoration technology[J]. *Journal of Agro - Environment Science*, 2013, 32(11): 2105 - 2111.
- [9] 杨帆, 焉志远, 刘赢男, 等. 松花江河滨湿地 N、P 净化功能研究[J]. *国土与自然资源研究*, 2014, 6: 58-60.
YANG Fan, YAN Zhi-yuan, LIU Ying-nan, et al. Study on purification functions of riparian wetland on nitrogen and phosphorus[J]. *Territory & Natural Resources Study*, 2014, 6: 58-60.
- [10] Wang Z, Zhang Z, Zhang Y, et al. Nitrogen removal from Lake Caohai, a typical ultra-eutrophic lake in China with large scale confined growth of *Eichhornia crassipes*[J]. *Chemosphere*, 2013, 92(2): 177-183.
- [11] 赵凤斌, 徐后涛, 王丽卿, 等. 淀山湖沉水植物-苦草群落恢复影响因子研究[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(6/7): 1097-1101.
ZHAO Feng-bin, XU Hou-tao, WANG Li-qing, et al. Effects of environmental factors on *Vallisneria natans* restoration in Lake Dianshan [J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2011, 20(6/7): 1097-1101.
- [12] 杨林章, 施卫明, 薛利红, 等. 农村面源污染治理的“4R”理论与工程实践-总体思路与“4R”治理技术[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(1): 1-8.
YANG Lin-zhang, SHI Wei-ming, XUE Li-hong, et al. Reduce-Retain-Reuse - Restore Technology for the controlling the agricultural non-point source pollution in countryside in China: General counter-measures and technologies[J]. *Journal of Agro - Environment Science*, 2013, 32(1): 1-8.
- [13] Reddy K R, Campbell K L, Gaetz D A, et al. Use of biological filters for treating agricultural drainage effluents[J]. *Environment Quality*, 1982, 11: 591-595.
- [14] 李欲如. 植物浮床技术对苏州古城区河水净化效果及规律研究[D]. 南京: 河海大学, 2006.
LI Yu-ru. Purifying effects and rules research on river water in Suzhou ancient district by plant floating-bed technology[D]. Nanjing: Hohai University, 2006.
- [15] 秦红杰, 张志勇, 刘海琴, 等. 两种漂浮植物的生长特性及其水质净化作用[J]. *中国环境科学*, 2016, 36(8): 2470-2479.
QIN Hong-jie, ZHANG Zhi-yong, LIU Hai-qin, et al. Growth characteristics and water purification of two free-floating macrophytes[J]. *China Environmental Science*, 2016, 36(8): 2470-2479.
- [16] Yan S H, Song W, Guo J Y. Advances in management and utilization of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in aquatic ecosystems: A review[J]. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2017, 37(2): 218-228.
- [17] 张迎颖, 严少华, 刘海琴, 等. 富营养化水体生态修复技术中凤眼莲与磷素的互作机制[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(4): 721-728.
ZHANG Ying-ying, YAN Shao-hua, LIU Hai-qin, et al. Mechanism of interaction between *Eichhornia crassipes* and phosphorus in ecological-remediation technology of eutrophic water[J]. *Ecology and Envi-*

- ronmental Sciences, 2017, 26(4):721-728.
- [18] Hailer W T, Sutton D L. Effect of pH and high phosphorus concentrations on growth of water hyacinths[J]. *Hyacinth Control Journal*, 1973, 11:59-61.
- [19] Giraldo E, Garzón A. The potential for water hyacinth to improve the quality of Bogota River water in Muña Reservoir: Comparison with the performance of waste stabilization ponds[J]. *Water Science and Technology*, 2002, 45(1):103-110.
- [20] Rommens W, Maes J, Dekeza N, et al. The impact of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) in a eutrophic subtropical impoundment (Lake Chivero, Zimbabwe). I. Water quality[J]. *Archiv für Hydrobiologie*, 2003, 158(3):373-388.
- [21] 蔡雷鸣. 福建闽江水口库区漂浮植物覆盖对水体环境的影响[J]. 湖泊科学, 2006, 18(3):250-254.
- CAI Lei-ming. Impact of floating vegetation in Shuikou Impoundment, Minjiang River, Fujian Province[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2006, 18(3):250-254.
- [22] Chunkao K, Nimpee C, Duangmal K. The King's initiatives using water hyacinth to remove heavy metal and plant nutrients from wastewater through Bueng Makkasan in Bangkok, Thailand[J]. *Ecological Engineering*, 2012, 39:40-52.
- [23] Valipour A, Raman V K, Ahn Y H. Effectiveness of domestic wastewater treatment using a bio-hedge water hyacinth wetland system[J]. *Water*, 2015, 7:329-347.
- [24] 刘 锋, 罗 沛, 刘新亮, 等. 绿狐尾藻生态湿地处理污染水体的研究评述[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(6):1020-1029.
- LIU Feng, LUO Pei, LIU Xin-liang, et al. Research advances of *Myriophyllum* spp. -based wetland for wastewater treatment and resource utilization[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2018, 39(6):1020-1029.
- [25] Lu B, Xu Z, Li J, et al. Removal of water nutrients by different aquatic plant species: A alternative way to remediate polluted rural rivers[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 110:18-26.
- [26] 余红兵, 何 洋, 李红芳, 等. 室内绿狐尾藻湿地系统对高氨氮废水的净化作用[J]. 草业科学, 2016, 33(11):2189-2195.
- YU Hong-bing, HE Yang, LI Hong-fang, et al. Purification effects of indoor *Myriophyllum elatinoide*s wetlands system on ammonium nitrogen wastewater[J]. *Pratacultural Science*, 2016, 33(11):2189-2195.
- [27] 李远航, 刘 洋, 刘铭羽, 等. 稻草-绿狐尾藻复合人工湿地技术处理养猪废水综合效益分析[J]. 农业现代化研究, 2018, 39(2):325-334.
- LI Yuan-hang, LIU Yang, LIU Ming-yu, et al. Integrated benefit analysis of a combined wetland using rice-straw and *Myriophyllum elatinoide*s to treat swine wastewater[J]. *Research of Agricultural Modernization*, 2018, 39(2):325-334.
- [28] Wei B, Yu X, Zhang S, et al. Comparison of the community structures of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in rhizoplanes of floating aquatic macrophytes[J]. *Microbiology Research*, 2011, 166:468-474.
- [29] Gao Y, Yi N, Liu X, et al. Effect of *Eichhornia crassipes* on production of N_2 by denitrification in eutrophic water[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 68:14-24.
- [30] Reddy K R, Agami M, Tucker J C. Influence of phosphorus on growth and nutrient storage by water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms] plants[J]. *Aquatic Botany*, 1990, 37(1):355-365.
- [31] Lu J, Fu Z, Yin Z. Performance of a water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) system in the treatment of wastewater from a duck farm and the effects of using water hyacinth as a duck feed[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2008, 20:513-519.
- [32] 何 娜, 张玉龙, 孙占祥, 等. 水葫芦和大藻对垃圾渗滤液净化能力的研究[J]. 沈阳农业大学学报, 2012, 43(5):550-554.
- HE Na, ZHANG Yu-long, SUN Zhan-xiang, et al. Comparative research on the purification ability in landfill leachate by *Eichhornia crassipes* and *Pistia Stratiotes* L.[J]. *Journal of Shenyang Agricultural University*, 2012, 43(5):550-554.
- [33] 姚 燃, 刘 峰, 吴 露, 等. 三级绿狐尾藻表面流人工湿地对养殖废水处理效应研究[J]. 地球与环境, 2018, 46(5):475-481.
- YAO Ran, LIU Feng, WU Lu, et al. Performance of three-stage surface constructed wetlands planted with *Myriophyllum spicatum* gaudich for swine wastewater treatment[J]. *Earth and Environmental*, 2018, 46(5):475-481.
- [34] 汪和廷. 水葫芦有机肥对小麦-水稻产量性状及生理生态的影响[D]. 合肥:安徽农业大学, 2015.
- WANG He-ting. Effects of water hyacinth organic fertilizer on rice yield traits and physiological ecology[D]. Hefei: Anhui Agricultural University, 2015.
- [35] 白云峰, 周卫星, 严少华, 等. 水葫芦青贮饲喂羊的育肥效果[J]. 江苏农业学报, 2010, 26(5):1108-1110.
- BAI Yun-feng, ZHOU Wei-xing, YAN Shao-hua, et al. Effects of aquatic plants on phosphorus adsorption characteristics by sediments in ecological ditches[J]. *Jiangsu Journal of Agricultural Sciences*, 2010, 26(5):1108-1110.
- [36] 叶小梅. 水葫芦厌氧发酵特性及工艺技术研究[D]. 南京:南京农业大学, 2011.
- YE Xiao-mei. Characteristic and technology of anaerobic digestion with water hyacinth[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2011.